

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

MODÈLE POUR L'INCLUSION DU CARBONE SÉQUESTRE PAR LE SOL
ET PAR LES ARBRES DANS LA GESTION D'UNE FORÊT POUR BOIS
MARCHAND

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN ÉCONOMIQUE

PAR

EMMANUEL DURAND

JANVIER 2014

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Merci infiniment au professeur Pierre Lasserre pour toute son aide, ses conseils, ses multiples relectures et sa patience avec ce mémoire. Ses mots d'encouragement et son travail en économie m'ont été indispensables dans l'aboutissement de ce travail.

J'aimerais aussi remercier les employées du Département des sciences économiques de l'UQAM pour tout leur soutien pendant mes études et ma rédaction. Merci aux professeurs aussi qui m'ont tant appris pendant d'excellents cours et en me permettant d'acquérir de l'expérience de travail en tant que auxiliaire à l'enseignement.

Merci à mes amis qui m'ont aidé dans la relecture ainsi qu'avec l'aspect informatique de la rédaction : Florence, Francis, Jeanseb, Isa, et Laurence.

Merci à ma famille qui m'a permis d'avoir une si belle vie et qui m'a encouragé pendant la rédaction du mémoire.

Enfin, et surtout, merci à Claudia. Merci d'avoir attendu ce moment à côté de moi. Tu me rends heureux et me permets de m'épanouir dans la vie. Tu es, et seras toujours, ma raison d'être. *Ich liebe dich meine kleine W.*

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES SYMBOLES	vii
RÉSUMÉ	viii
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I	
REVUE DE LITTÉRATURE	5
1.1 Le carbone	5
1.1.1 Le cycle global de carbone	5
1.1.2 Le cycle de carbone dans la forêt	7
1.2 Modèles de foresterie	9
1.2.1 Modèles classiques	9
1.2.2 Modèles avec carbone	12
1.3 Influence de la gestion sur le carbone du sol	14
1.3.1 Les méthodes de gestion d'une forêt	14
1.3.2 Les effets observés dans la littérature	16
CHAPITRE II	
MODÈLE DE SÉQUESTRATION DU CARBONE DANS LE SOL FORESTIER	20
2.1 Le cycle de carbone	20
2.1.1 Biomasse aérienne	20
2.1.2 Litière déposée	21
2.1.3 Réservoir du sol	26
2.2 La décomposition en détail	26
2.2.1 Taux de décomposition	26
2.2.2 L'effet de la gestion sur la décomposition	29

2.2.3	La régénération	30
2.3	La gestion influence l'équilibre	31
2.3.1	L'état stationnaire	31
2.3.2	Temps de rotation	34
2.3.3	Taux de décomposition du carbone	35
2.3.4	Quantité de litière	36
2.4	Décision de gestion	37
2.4.1	Valeur du terrain	37
2.4.2	Valeur du carbone	39
2.4.3	Valeur du carbone au sol	42
2.4.4	Valeur totale du peuplement	44
2.4.5	Décision de coupe	47
CHAPITRE III		
	ANALYSE NUMÉRIQUE	49
3.1	Programme pour simulations	49
3.2	Niveau moyen de carbone du sol et paramètres de gestion	50
3.3	Temps optimal de rotation	58
CHAPITRE IV		
	PROMOUVOIR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE EN FORESTERIE . .	64
4.1	Bonnes pratiques en foresterie	64
4.2	Mise en œuvre de la location du carbone	66
4.3	La gestion à plus petite échelle.	68
CONCLUSION		70
APPENDICE A		
	SCHÉMA DU CYCLE DE CARBONE	74
APPENDICE B		
	DÉRIVATION DE LA CPO	75
APPENDICE C		
	PROGRAMME POUR SIMULATIONS	78
RÉFÉRENCES		86

LISTE DES FIGURES

3.1	Carbone moyen du sol en fonction de T	52
3.2	Carbone moyen du sol en fonction de k_1^s	53
3.3	Carbone moyen du sol en fonction de f_r	54
3.4	Carbone moyen du sol en fonction de α	55
3.5	Carbone moyen du sol en fonction de γ	56
3.6	Carbone moyen du sol en fonction de k^l	57
3.7	Carbone moyen du sol en fonction de T (carbone initial élevé)	58

LISTE DES TABLEAUX

3.1	Temps optimal de rotation avec location du carbone du sol ($\lambda = 0$) . . .	60
3.2	Temps optimal de rotation selon le modèle de Ariste ($\lambda = 0$)	60
3.3	Temps optimal de rotation avec location du carbone du sol ($\lambda = 1$) . . .	61
3.4	Temps optimal de rotation selon le modèle de Ariste ($\lambda = 1$)	61
3.5	Temps optimal de rotation avec carbone initial élevé ($\lambda = 0$)	62
3.6	Temps optimal de rotation avec carbone initial élevé ($\lambda = 1$)	63

LISTE DES SYMBOLES

f_r	taux de respiration de la litière déposée au sol
k^l	taux de décomposition du carbone de la litière
$k^{s,a}$	taux de décomposition du carbone dans chaque compartiment du sol
\bar{K}_e	changement total du niveau moyen de carbone dans le sol du début de la gestion au nouvel état stationnaire ($t.ha^{-1}$)
K_t	changement du niveau moyen de carbone dans le sol depuis le début de la gestion jusqu'à la date t ($t.ha^{-1}$)
P_a	proportion de litière décomposée qui entrera dans chaque compartiment du sol
Q_t^b	stock de carbone dans la biomasse aérienne ($t.ha^{-1}$ - tonne par hectare)
Q_t^l	stock de carbone dans la litière déposée au sol ($t.ha^{-1}$)
$Q_t^{s,a}$	stock de carbone dans chaque compartiment a du sol ($t.ha^{-1}$)
Q^s	état stationnaire du niveau moyen de carbone dans le sol ($t.ha^{-1}$)
q_t^m	chute annuelle de litière hors année de récolte ($t.ha^{-1}.an^{-1}$)
$R(T)$	stock de litière laissée sur place lors de la récolte du peuplement âgé T ($t.ha^{-1}$)
r	taux d'intérêt
Y_t	volume du bois marchand à la date t ($m^3.ha^{-1}$)
z^s	paiement annuel pour une tonne séquestrée dans le sol ($\$.t^{-1}.an^{-1}$)
Z	prix d'une tonne permanente de carbone séquestrée ($\$.t^{-1}$)
α	proportion de rémanents laissés sur place lors de la récolte
β	facteur de transformation du volume de bois marchand en biomasse totale
γ	taux de mortalité naturelle
λ	proportion du carbone du bois marchand qui est libéré immédiatement
ω	indice de rotation après la première
Ω	indice de la rotation à laquelle le nouvel état stationnaire de carbone du sol est atteint
ρ	facteur de transformation du volume de bois en volume de carbone

RÉSUMÉ

La séquestration du CO₂ de l'atmosphère par la forêt prend de l'importance dans la lutte contre les changements climatiques. Les mécanismes de développement propre (MDP) inclus dans le protocole de Kyoto admettent aujourd'hui cette séquestration dans des plans de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES). Les modèles économiques de gestion de forêt ont commencé à prendre en compte la valeur de cette aménité de la forêt. Cependant, ils se concentrent sur le carbone verrouillé dans les arbres et non pas celui dans le sol, qui a pourtant un potentiel de séquestration plus grand. Les études dans le domaine de la biologie, quant à elles, ont une meilleure compréhension du cycle total de la forêt, mais le côté économique de la décision de coupe ou de gestion y est simplifié. Il est plutôt question des effets sur le carbone du sol de différents scénarios de gestion (âge de coupe et style de gestion). Dans ce travail, nous tentons de combler l'écart entre ces deux domaines, tout en restant dans le cadre de la décision de gestion, modèle basique en foresterie. Pour ce faire, un modèle biologique du carbone du sol a été simplifié et ajouté, à travers la notion de loyer pour le carbone du sol, à une fonction de décision. La gestion aura ainsi une influence sur le niveau moyen de carbone emmagasiné par le sol. Lorsque la valeur du carbone du sol est prise en compte, le temps optimal de rotation découlant de la maximisation de la valeur du peuplement sera augmenté, et ce même pour des prix relativement bas de la tonne de carbone séquestrée. Cette valorisation du carbone incite donc le gérant à conserver plus de carbone dans son peuplement, et donc hors de l'atmosphère.

Mots clés : CO₂, carbone, sol, foresterie.

INTRODUCTION

L'inquiétude pour les impacts de notre développement sur l'environnement existe depuis plusieurs décennies, mais ce n'est que plus récemment que la question des changements climatiques a pris de l'ampleur, culminant avec la proposition du Protocole de Kyoto en 1997. Ces changements climatiques ont des conséquences majeures quant à la possibilité d'une population croissante à subvenir à ses besoins de façon durable. L'idée de réchauffement planétaire était présente dans les années de Kyoto, mais nous subissons de plus en plus ses effets aujourd'hui, bien plus tôt que certaines estimations. Les rapports tel que celui de la Banque Mondiale¹ paru en 2012 citent en effet l'augmentation de la fréquence de catastrophes naturelles et la fonte des glaces dans les cercles polaires comme un indice que les changements s'accélèrent, et ce pour une augmentation d'uniquement 0,8°C de la température moyenne depuis l'industrialisation. Ils sonnent donc l'alarme sur le chemin qui nous mène droit vers un changement de température induit par l'être humain et comparable au changement entre glaciations qui prend naturellement plusieurs millénaires plutôt que quelques siècles.

Dans ce cadre, la séquestration de carbone par la forêt apparaît de plus en plus comme une méthode importante pour réduire les gaz à effet de serre (GES) à travers la réduction du CO₂ dans l'atmosphère, le plus important de ces gaz. Sa concentration dans l'atmosphère atteint des niveaux critiques de 391 parties par million (ppm) en 2012, alors qu'elle n'était que de 278ppm dans l'ère préindustrielle selon l'étude de la Banque Mondiale. C'est ainsi que les mécanismes de développement propre (MDP) du protocole de Kyoto incluent maintenant la séquestration dans les stratégies nationales de réduction des émissions. La gestion de forêts permet maintenant d'accéder au système de certificats de réduction d'émissions (CRE), et un des éléments essentiels de la forêt est le sol.

1. *Turn Down the Heat : Why a 4°C Warmer World Must be Avoided.*

Celui-ci aurait en effet un potentiel de séquestration 1,5 à 3 fois plus important que les arbres. Il s'agit donc de mieux comprendre le cycle du carbone dans la forêt au total pour valoriser la séquestration par le sol.

En plus de 150 ans, la foresterie ne s'est écartée que quelque peu de la pensée classique de Faustmann, sinon de celle de Hartman plus récemment. Plusieurs chercheurs s'inspirent de modèles bioéconomiques, capables de comprendre la dynamique de la forêt, et l'incluent dans la modélisation économique de la gestion de forêt, mais les externalités positives restent axées sur la partie marchande du peuplement, et n'incluent pas le sol. La biologie a beaucoup à apprendre à l'économie quant au cycle du carbone, et nous tenterons d'en tirer des leçons importantes afin de procurer plus de compréhension de la complexité qu'est la forêt. Dans le domaine de la biologie, l'étude du cycle entier de la forêt est très courant et le sol y prend son importance. Certaines des études tentent de tirer des conclusions économiques, mais le modèle de décision est très simplifié et la décision économique qui est faite par le gérant n'est pas abordée. Il est souvent question de calculer la valeur présente nette de différents scénarios de gestion en incluant un paiement pour le carbone, plutôt que d'étudier l'effet de la valorisation du carbone sur la décision de gestion même. De plus, les études bioéconomiques tiennent souvent uniquement en compte le système au total², ne permettant pas de différencier entre le carbone dans l'arbre, plus facile à mesurer et donc valoriser, et celui dans le sol dont la valeur varie plus indirectement avec la gestion.

Ce travail se concentre donc sur cette décision de gestion au niveau du peuplement, tout en appliquant un modèle biologique pour le cycle du carbone dans la forêt au complet. Étant plutôt économique cependant, notre travail doit limiter le détail de l'analyse biologique, tout en essayant de garder les dynamiques importantes du sol et de la forêt. L'originalité de ce travail réside donc dans l'adaptation du cycle du carbone dans la forêt à une fonction de décision de gestion plus classique. La première étape pour atteindre cet objectif était de comprendre en profondeur le cycle du carbone pour sa simplification.

2. Notamment les modèles de production primaire nette que nous verrons dans la section 2.2 du premier chapitre.

Le carbone du sol est essentiel et nous retenons l'idée d'un état stationnaire découlant de la décision de coupe et de certaines méthodes de foresterie. En appliquant cette idée au modèle économique nous cherchions à établir une interdépendance entre la facette économique et biologique plutôt que de simplement analyser l'effet de l'une sur l'autre. Une piste importante dans ce sens était le modèle de Ariste et Lasserre (2001) que nous avons adapté pour inclure le carbone du sol, tout en le gardant séparé du carbone dans le bois marchand. Cette séparation permet une analyse plus précise de l'interaction entre gestion et carbone, et donc d'établir des méthodes de valorisation visant le sol surtout.

Nous pourrions ainsi aborder l'analyse économique de la décision de l'âge de coupe, élément essentiel dans les modèles classiques et modernes de la gestion de forêt. Bien que plusieurs éléments de la gestion auront une influence sur la valeur économique d'un peuplement, et donc sur la décision de coupe elle-même, nous optimiserons la valeur du peuplement uniquement par rapport au temps de rotation. Ceci permet de ne pas rendre le modèle trop complexe, en plus de rester dans le cadre traditionnel de l'économie forestière de choix d'âge de coupe. Dans notre analyse numérique nous verrons quantitativement les effets des autres paramètres sur le niveau de carbone moyen, et donc la valeur du terrain.

Dans le premier chapitre nous ferons une revue de la littérature présente dans les trois sujets que nous devons aborder pour établir un bon modèle de foresterie incluant le sol. D'abord nous verrons le sujet du cycle global de carbone, ainsi que celui de la forêt. Ce deuxième cycle est essentiel à dans notre modèle, mais ce n'est qu'en le prenant dans son contexte global que l'on peut comprendre son importance dans la lutte pour la réduction des GES et donc du changement climatique. Ce cycle sera modélisé dans la première partie du deuxième chapitre. Pour ce faire, nous adapterons et simplifierons un modèle biologique, tout en précisant le calibrage nécessaire avec des variables issues de la sylviculture. Ce calibrage nous permet d'élucider un équilibre du niveau de carbone au sol et d'intégrer ce modèle simplifié dans celui plus vaste de décision de gestion de forêt. C'est ce dernier qui est au cœur de ce travail et qui fera objet de notre analyse statique pour voir l'effet théorique des différents paramètres de gestion sur le niveau de

carbone du sol, et donc aussi sur la valeur du peuplement. Dans la troisième partie, nous simulons le modèle avec des valeurs numériques des paramètres. Ce faisant, il est possible de vérifier l'effet de la gestion sur le carbone du sol d'un côté, et de l'autre, la prise en compte du sol sur la décision de gestion même. Enfin, nous discuterons dans le dernier chapitre des moyens politiques et économiques pour valoriser le sol et l'intégrer dans la décision de gestion. Il sera donc question d'établir des incitatifs ou obligations pour cette valorisation à l'intérieur d'un environnement politique et économique adéquat.

CHAPITRE I

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Le carbone

1.1.1 Le cycle global de carbone

L'accumulation de CO₂, principal gaz à effet de serre (GES) contribuant aux changements climatiques, dans l'atmosphère découle directement d'échanges entre les réservoirs de carbone constituant le cycle global de carbone. Nous distinguons le réservoir : océanique (38000 Pg¹ de carbone), géologique (5000 Pg), du sol (2500 Pg), biotique (560 Pg), et atmosphérique (760 Pg). Ceux qui sont d'intérêt particulier pour la foresterie sont les réservoirs biotique, atmosphérique, et du sol, d'autant plus que les échanges entre eux sont nettement plus élevés qu'avec les autres réservoirs. Le transfert du géologique vers l'atmosphérique, par exemple, ne s'élève qu'à 5 Pg par année et découle de la consommation de combustibles fossiles. De plus, cet échange n'a pas de contrepartie puisque le réservoir géologique ne présente pas de puits (*sink*²) et donc n'absorbe pas le carbone de l'atmosphère³. C'est aussi le seul qui n'est pas naturel puisque cet transfert vers l'atmosphère ne se ferait pas sans la consommation humaine de combustibles. Les réservoirs biotique et du sol, quant à eux, contribuent autour de 65 Pg par an à travers

1. Pg : 1 Pétagramme = 1 milliard de tonnes

2. Traduction à l'aide de Termium, du Bureau de la Traduction canadien.

3. Sauf à très long terme par la décomposition de carbone dans le sol principalement.

la respiration (Metting *et al.*, 2001), mais cet apport est équilibré presque complètement par la séquestration de carbone par ces réservoirs qui découle, directement ou indirectement, de la photosynthèse. Ces 65 Pg sont bien sûr divisés entre l'absorption de carbone par la biomasse aérienne (biotique) d'une part et par le sol de l'autre.

À part l'action sur le réservoir géologique à travers la réduction des émissions de la consommation de combustibles, il est possible d'augmenter la séquestration, ou de réduire la libération, de carbone par le réservoir terrestre (biotique et du sol). La libération de carbone est due à la respiration chimique lors de la décomposition ou incinération de la biomasse (Wise et Cacho, 2005). La diminution de la destruction de la biomasse serait donc un moyen de réduire les émissions de CO₂ vers l'atmosphère à travers, par exemple, la transformation de forêts en pâturages. Fearnside et Barbosa (1998) remarquent que le réservoir terrestre dans les régions où cette transformation est pratiquée devient un émetteur net de carbone vers l'atmosphère de l'ordre de 12 tonnes de carbone au long terme. L'action inverse, la reforestation, aurait donc un grand potentiel de réduction des GES.

L'effet net entre absorption et respiration par les deux réservoirs terrestres est quasiment nul. Cependant, la littérature (Lal, 2004 ; Metting *et al.*, 2001 ; Montagnini et Nair, 2004) sur la réduction du carbone dans l'atmosphère fait état d'un « puits manquant » dans l'équilibre global de carbone d'à peu près 1,8 Pg. Celui-ci pourrait équivaloir à l'absorption du réservoir du sol étant donné la difficulté de mesurer et caractériser les différents sols dans le monde et leur contenu en carbone. Cependant, les études faites sur le transfert entre le réservoir atmosphérique et celui terrestre traitent le plus souvent uniquement de la séquestration par la biomasse aérienne et non par celle souterraine (Wise et Cacho, 2005). Le sol a tout de même un grand potentiel dans la réduction des GES, et il est important de l'étudier en profondeur. Le rapport de l'IPCC de 2001, cité par Lal, estime que le sol pourrait compenser 10 à 20% des émissions de CO₂ jusqu'en 2050. Les échanges entre les deux réservoirs terrestres deviennent essentiels dans la compréhension de ce potentiel, surtout dans le cas de la foresterie.

Le carbone du sol a une autre caractéristique d'intérêt particulier à la foresterie, à savoir sa place dans les matières organiques du sol⁴. Ces matières vont non seulement capturer le carbone, mais aussi contribuer à la fertilité du sol et la croissance des arbres (Burger, 2009). Un sol trop appauvri par les perturbations ne va pas être aussi efficace pour une croissance soutenue de la forêt. Le carbone et l'azote, qui sont les deux éléments essentiels des MOS qui vont contribuer au rendement d'un peuplement, sont intrinsèquement liés et vont réagir simultanément aux perturbations. Ainsi, en étudiant le carbone dans le sol, nous pourrions étendre l'argumentation vers le rendement forestier, renforçant l'importance du réservoir du sol.

1.1.2 Le cycle de carbone dans la forêt

Dans un terrain utilisé pour gestion de bois marchand, le carbone dans le sol est issu du carbone des plantes, principalement les arbres. À travers la photosynthèse, le carbone de l'atmosphère est emmagasiné dans les plantes. Celles-ci, ou bien les arbres dans notre cas, vont perdre des feuilles, branches et racines, naturellement ou après perturbation humaine (activités forestières), qui vont se décomposer et rentrer dans le sol.

Les modèles biologiques du sol, tel que CENTURY ou STANDCARB, divisent la biomasse aérienne (*aboveground*) et souterraine en plusieurs unités fonctionnelles, ou compartiments, qui interagissent entre elles. Ces modèles complets font aussi part de l'interaction entre le carbone et les nutriments minéraux, tels que l'azote et le phosphore, non seulement entre les compartiments, mais aussi à l'intérieur de ceux-ci. La composition du sol, ainsi que de la litière, détermine la magnitude des transferts entre réservoirs, en fonction des paramètres de décomposition et du contenu en différents minéraux et en carbone. Un modèle avec uniquement du carbone serait donc biaisé étant donné les dynamiques entre les nutriments et le carbone. Cet effet est cependant ressenti surtout dans des cas de rotations très courtes ou très longues. Dans le premier cas, la croissance faible de l'arbre en début de rotation produit un apport négligeable en nutriments au

4. MOS ou SOM - *Soil Organic Matter*

sol. Dans le deuxième, c'est l'effet de saturation de nutriments dans le sol qui peut prendre le dessus, limitant ainsi la décomposition du carbone. Ces problèmes peuvent être évités pour deux raisons (Harmon, Moreno et Domingo, 2009) : les rotations en gestion commerciale n'atteignent pas une durée assez élevée pour que le problème de limitation apparaisse ; et les activités de fertilisation du sol et de préparation du site peuvent être considérées comme comblant le manque de nutriments en début de rotation. Nous pourrions donc modéliser le carbone individuellement dans le cadre d'une analyse assez vaste temporellement et spatialement comme dans le modèle DEMETER (Foley, 1995).

Chaque compartiment peut ensuite être divisé lui-même en sous-compartiments. Par exemple, la biomasse aérienne est divisée entre racine⁵, tronc, branches et feuilles (Eriksson *et al.*, 2007). Foley (1995) divise le carbone dans la litière en plusieurs compartiments, selon les différentes parties de l'arbre. Le sol est souvent divisé en plusieurs compartiments stables (ou lents), et rapides. Bolker, Pacala et Parton (1998) soulignent qu'il est possible de modéliser les dynamiques du sol avec moins de compartiments, et donc moins de paramètres, sans pour autant perdre en puissance descriptive. Deux compartiments seraient un minimum cependant pour le sol. La division se fait selon les taux de respiration, ou d'oxydation, et donc de libération de CO₂. Les modèles plus précis vont avoir trois ou plus compartiments du sol (Bolkerer, Pacala et Parton, 2008 ; Dewar et Cannell, 1992 ; Neff et Asner, 2001).

L'interaction entre les trois compartiments principaux – biomasse aérienne, litière et sol – se caractérise par les paramètres pour la déposition de litière, la décomposition de celle-ci en carbone de sol, et la libération de celui-ci à travers la respiration. Ces paramètres seront à leur tour influencés par différents éléments de l'environnement, qu'ils soient naturels (type de sol, caractéristiques climatiques, etc.) ou modifiés par les activités humaines (exposition de litière et du sol à la lumière du soleil, traitement du sol, etc.). Un des premiers auteurs à décrire les paramètres de décomposition du

5. Dans la littérature sur le cycle de carbone, les racines sont considérées comme faisant partie de la biomasse de l'arbre, et donc « aérienne »

carbone, aussi bien celui de la litière que celui du sol, est Olson (1963). Bien qu'il étudie le cycle total de carbone dans les systèmes écologiques, c'est sa description de ces taux de décomposition qui est éminemment importante et reprise dans la quasi-totalité des modèles de carbone jusqu'à présent. Non seulement son approche permet de décrire mathématiquement la décomposition du carbone dans la biomasse, mais aussi d'analyser des équilibres d'accumulation et des chemins de réponse de cette accumulation.

Ultimement, la capacité de rétention de carbone d'un sol forestier va dépendre du type de sol, ainsi que de l'espèce d'arbre du peuplement. Plusieurs auteurs soulignent ces deux aspects, avec un accent mis sur le premier (Neff et Asner, 2001). La tourbe, par exemple, est décrite comme étant le sol à plus haute capacité de stockage de carbone, du fait de sa composition (débris qui ne se dégradent pas complètement). Mais ce sol est peu propice à maintenir un peuplement forestier.

Enfin, les modèles biologiques sont souvent très complexes et peu adaptés à une analyse économique. Pour une application à la foresterie, il faudra les simplifier tout en conservant les dynamiques principales, notamment celles de décomposition soulignées par Olson (1963).

1.2 Modèles de foresterie

Pour établir un bon modèle, il faut comprendre la construction suivie par les auteurs en économie de la gestion de forêt.

1.2.1 Modèles classiques

La gestion de forêt existe depuis très longtemps, mais ce n'est qu'au 19^e siècle que l'on tente de mathématiser la question de décision de coupe. Le problème original posé par Faustmann en 1849 cherche à maximiser la valeur actuelle des encaisses monétaires futures liées à la coupe de bois dans un peuplement, avec un horizon de temps à l'infini. Le peuplement est la base de tout modèle de gestion. Il en découle un modèle de décision d'âge de coupe qui prend en compte les encaisses possibles, liées à l'évolution du volume

d'un arbre, et le coût d'opportunité du report de la coupe. La solution du problème détermine un âge optimal de coupe qui dépend de la fonction de volume, des revenus qui en découlent, des coûts et du taux d'escompte (Perman et al., 2003). Ce tout premier modèle restera un des axes dominants de recherche dans la foresterie, puisqu'il est non seulement facile à comprendre intuitivement, mais aussi parce qu'il établit un cadre conceptuel apte à simplifier les études, en se limitant à l'étude du peuplement homogène pour bois marchand. En effet, plusieurs travaux, encore de nos jours, adoptent ce niveau d'analyse tout en tentant d'y apporter des changements reflétant les nouvelles visions de foresterie.

Un des efforts les plus notables dans ce sens est celui de Hartman (1976), qui ajoute la valeur d'aménités produites par un seul peuplement homogène, dans le cadre de foresterie à objectifs intégrés ou multiples. Cette valeur dépend entièrement de l'âge du peuplement homogène focal et ignore les interactions entre peuplements avoisinants. Le temps optimal de rotation va être modifié dépendant de la fonction de valeur de ces aménités. En effet, « the presence of recreational or other services provided by a standing forest may well have a very important impact on when or whether a forest should be harvested » (Hartman, 1976, p.57). De plus, si la valeur des aménités augmente avec l'âge du peuplement, alors ce temps sera prolongé (Bowes et Krutilla, 1985). Hartman est ainsi un des premiers à voir l'importance de la forêt autre que pour la sylviculture. Il introduit un autre aspect important dans l'analyse, à savoir la possibilité même de ne pas gérer un peuplement, et de le laisser sans intervention. Il reconnaît ainsi l'importance de la régénération de la forêt et ouvre le chemin à des études plus dynamiques de l'interaction entre la décision de coupe et la croissance future du peuplement.

D'autres auteurs tenteront d'adapter ce cadre conceptuel au niveau de la forêt, en incluant dans l'analyse plusieurs peuplements homogènes dont la décision de coupe sera optimisée simultanément (Getz et Haight, 1989, cité dans Tahvonen, 2004). Plus récemment cependant, des chercheurs dans le domaine s'intéressent de plus en plus à l'étude au niveau de la forêt en entier. Ce cadre devient assez complexe tel que le souligne Tahvonen (2004). Mais cette complexité est comblée par une prise en compte plus large

du problème de gestion en introduisant plusieurs facteurs essentiels dans la dynamique d'une forêt.

Tahvonen (2004) tente d'étendre le modèle de classes d'âge en prenant l'allocation des terres entre foresterie et conservation comme étant endogène. Il approfondit ainsi le modèle de Mitra et Wan (1985) qui étudiaient le problème de classes d'âge multiples et non linéaires en étudiant la possibilité d'établir des forêts de conservation. Dans son modèle, la caractérisation de forêts appelées « old-growth » (forêt primaire) est telle qu'il existe une période minimum de non-intervention dans la parcelle dédiée à la régénération. L'arbitrage se fait donc entre couper ou ne pas couper les parcelles de forêt primaire, le reste tombant dans une rotation classique de type Faustmann. Cette conclusion intéressante est aussi présente chez Salo et Tahvonen (2004) qui étudient des cycles dans le cas de la conversion de terres de la foresterie vers l'agriculture. La grande différence ici est le coût de conversion, qui est plus palpable que dans le cas précédent puisque le passage de la forêt vers l'agriculture dans une parcelle implique un coût supplémentaire ; alors que dans celui de la conservation vers la foresterie, le coût de couper la forêt primaire ne sera pas beaucoup plus élevé que le coût de coupe en fin de rotation de foresterie.

Parmi les travaux les plus connus et cités dans la vision de forêt au complet, avec prix endogènes et valeur environnementale, est celui fourni par Bowes et Krutilla (1985) qui, dans la même lignée que Hartman, vont établir un modèle de décision qui non seulement prend la forêt au complet comme sujet d'analyse, mais aussi qui inclut la valeur de la forêt restante. Les aménités sont réduites à un seul paramètre - autre produit de la gestion de la forêt que le bois lui-même. La différence ici est que cette valeur est vue comme une sortie de la gestion, plutôt que comme une valeur intrinsèque de la forêt primaire. Les aménités deviennent donc une alternative de gestion au lieu d'une contrainte à la décision de coupe.

Les auteurs passent aussi par l'étude des conditions d'existence d'un optimum global à la fonction de décision, ainsi que les mouvements cycliques autour de cet âge optimal, se

stabilisant au long terme. La complexité de l'étude force les auteurs à un certain niveau de précaution quant aux résultats trouvés, et la conclusion qu'ils en tirent : « No simple rule of thumb is likely to describe the harvest » (Bowes et Krutilla, 1985, p.566), évite ainsi toute généralité. Cependant, on augmenterait la probabilité que l'on décide de gérer la forêt plutôt que de l'abandonner après coupe alors que la solution du problème de Hartman, et surtout de celui de Faustmann, peut aboutir à l'abandon d'une terre du fait d'une évaluation de la valeur actuelle nette négative.

C'est donc dans cette quête de généraliser le modèle de décision sur le bois marchand à une vision plus globale de la forêt que s'inscrivent des modèles incluant le carbone comme bénéfice à la société.

1.2.2 Modèles avec carbone

Les modèles avec prise en compte du carbone deviennent plus courants de nos jours. Dans leur article, Ariste et Lasserre (2001) analysent l'effet sur la rotation optimale de l'utilisation du bois marchand. Ce bois peut non seulement être vendu, mais il a un potentiel de séquestration de carbone qui sera pris en compte comme aménité environnementale. Le carbone ainsi emmagasiné aura une durée de vie dépendant de l'utilisation finale du bois en tant que produit. Si le bois est utilisé en tant que combustible par exemple, le carbone est considéré comme étant libéré immédiatement. Dans ce cas, la valeur de la séquestration est perdue pour la société. Si par contre il est utilisé pour faire des meubles, le carbone sera emmagasiné pendant la durée de vie du meuble, voire plus. La vitesse à laquelle est libéré ce carbone varie entre ces deux extrêmes et a une influence particulière sur l'âge optimal de coupe qui sera, *ceteris paribus*, plus élevé dans le premier cas. Le décideur réagit à la perte de valeur en retardant la coupe pour profiter de la séquestration plus longtemps. Bien que les auteurs prennent des prix du bois marchand stochastique dans leur analyse, ils font aussi une étude de cas avec le modèle déterministe pour plusieurs valeurs d'une tonne séquestrée de carbone dans l'atmosphère. Plus celle-ci est élevée, plus la coupe sera retardée et plus la valeur de l'externalité positive sera grande. La prise en compte de ce carbone présente donc un

bénéfice pour la société en réduisant le CO₂ dans l'atmosphère. Mais Ariste et Lasserre ne prennent pas en compte le carbone emmagasiné dans le sol.

Certains autres modèles vont prendre en compte le carbone du sol dans le contexte de la foresterie (Lal, 2004 ; Montagini et Nair, 2004 ; Thornley et Cannel, 2000 ; Wise et Cacho, 2005). Ces modèles sont surtout basés sur la notion de la production primaire nette (PPN ou *net primary production* - NPP). Celle-ci analyse le carbone dans la forêt au total avec la différence entre entrants et sortants dans le système complet. Montagini et Nair (2004) analysent le potentiel de séquestration de différents usages d'un terrain, surtout pour l'agroforesterie⁶ et différentes intensités de gestion. Bien que les auteurs se concentrent plutôt sur le niveau mondial et biologique, ils décrivent trois effets que la foresterie en général peut avoir sur le carbone dans l'atmosphère pertinent pour l'analyse économique : séquestration, conservation, et substitution. Ce dernier correspond à l'utilisation finale du bois qui conserverait le carbone verrouillé. La conservation est plus difficile à atteindre puisqu'elle cherche à garder le carbone à l'intérieur du cycle de la forêt, notamment dans le réservoir du sol. Lal (2004) aussi tente de calculer le potentiel de réduction de CO₂ des forêts en entier, mais ces deux études ne modélisent pas le côté microéconomique de la décision de coupe, mais plutôt, au niveau macroéconomique, les possibilités de valorisation de la séquestration.

Wise and Cacho (2005) prennent une approche plus économique en étudiant la valeur présente nette d'un peuplement avec paiements pour le carbone séquestré. Ils utilisent le concept de PPN pour mesurer la séquestration par la forêt au complet et en déduire une valeur pour différents régimes de gestion. Thornley et Cannel (2000) adoptent une approche similaire et analysent surtout la valeur de la séquestration par rapport aux rémanents de la récolte et de l'entretien laissés dans le peuplement. Parmi les modèles biologiques, ces deux articles se rapprochent le plus d'une vision économique, mais pas assez pour établir une fonction de décision de gestion sur laquelle un équilibre de carbone du sol pourrait avoir un effet. La décision de couper à un certain âge n'est

6. C'est la gestion d'une forêt à l'intérieur d'un système d'agriculture.

pas considérée, mais plutôt prise en tant que paramètre fixe. La complexité de modèles biologiques empêche ainsi une analyse économique complète.

Enfin, ces modèles ne séparent pas le carbone du sol du carbone dans le bois marchand qui diffèrent pourtant dans la difficulté de mesure et le niveau de variabilité. De plus, ils évaluent surtout le potentiel mondial ou régional de réduction de CO₂, plutôt qu'au niveau individuel du peuplement. Il n'y a donc pas de modèle économique de décision de gestion, tel que celui d'Ariste et Lasserre (2001), qui prenne en compte le cycle du carbone de la forêt au complet. C'est précisément ceci que le présent travail tente de faire, en unissant la vision économique du peuplement à des modèles biologiques du carbone, pour en revenir à la décision de gestion.

1.3 Influence de la gestion sur le carbone du sol

1.3.1 Les méthodes de gestion d'une forêt

Dans le but de mieux comprendre l'effet de ces différentes méthodes, nous en recueillons⁷ les plus importants pour les expliquer. Ce sont des méthodes connues par les gérants en foresterie, mais moins par les économistes.

Lorsqu'un peuplement atteint un âge prédéfini, le gérant peut procéder à la récolte du bois marchand. Il aura plusieurs possibilités qui dépendent surtout de la composition de sa forêt. La coupe à blanc vise à enlever tout le bois marchand d'un peuplement et est mieux adaptée à une forêt équiennne où les arbres ont le même âge. La coupe sélective vise plutôt certains arbres d'espèce ou d'âge similaires et qui sont dispersés dans un peuplement hétérogène. Les rémanents de la coupe peuvent ensuite soit être laissés sur place, soit être retirés du peuplement et utilisés en tant que combustible, pour des produits de bois, ou tout simplement jetés.

7. La littérature sur ces méthodes peut se trouver sur plusieurs sites Internet, notamment ceux de services publics de foresterie ou d'organismes de foresterie. Un très bon exemple de guide assez détaillé et court se trouve sur le site du North Carolina Forestry Association (<http://www.ncforestry.org/>).

Après la récolte, et pour commencer un nouveau peuplement, le gérant doit procéder à la régénération. Celle-ci se fait principalement de deux façons : le soutien à croissance de jeunes arbres laissés après une récolte partielle ou sélective, ou la semence de nouveaux arbres après une coupe à blanc. La première veut promouvoir la croissance des jeunes arbres laissés sur place. Dans ce cas nous pouvons retrouver des techniques avec arbre semencier pour laisser une quantité déterminée d'arbres porteurs de graines par lot de terrain pour la régénération naturelle. Si la forêt est équienne, l'on peut retrouver une coupe progressive qui consiste en trois étapes : coupe de préparation, coupe d'appoint, et coupe finale. Les deux premières ouvrent une partie du couvert des vieux arbres pour permettre à la régénération naturelle de commencer tout en limitant la concurrence par les espèces non désirées. La dernière étape finit d'enlever les arbres de l'ancien peuplement. Lors de la coupe à blanc, on peut aussi couper à ras du sol pour engendrer un nouveau peuplement à partir des taillis de l'ancien peuplement. Ceci est un traitement en taillis ou par rejuvénilation et reste une technique de régénération plutôt naturelle⁸. Enfin, le deuxième type de régénération est la semence de nouveaux arbres si toute la matière est enlevée du peuplement. On pourrait qualifier ce style d'artificiel puisqu'il n'utilise que de nouveaux semis.

Lors de la croissance du peuplement, le gérant peut l'entretenir pour stimuler la croissance ou pour faciliter les autres activités de foresterie. Une grande partie de cet entretien passe par les coupes de dégagement (*clearing* ou *liberation cutting*) et surtout les éclaircies (*thinning*). Ces méthodes visent souvent la réduction de la compétition naturelle entre espèces ou entre arbres de différents âges pour favoriser les arbres qui seront récoltés en fin de rotation pour le bois marchand. Ici nous retrouvons surtout les éclaircies par le bas qui favorisent la croissance des arbres plus âgés et les éclaircies par le haut qui stimulent la croissance de petits arbres et gaulis (*saplings*). Enfin, il y a aussi l'éclaircie jardinatoire qui est une forme plus spécialisée de celle par le haut, ainsi que l'éclaircie libre qui vise surtout à contrôler l'espacement entre arbres

8. Elle n'implique qu'une légère intervention humaine

Avant l'établissement d'un nouveau peuplement ou d'une nouvelle gestion, il faut une préparation du terrain. Quatre méthodes sont généralement utilisées pour la préparation du site en foresterie : brûlis, mécanique, chimique, travail du sol. Le brûlis, ou brûlage dirigé, est une méthode rapide, efficace, et très peu coûteuse pour préparer des sites à un nouveau peuplement. Le brûlis permet notamment de contrôler la compétition de certaines espèces, puisqu'à la récolte les gestionnaires décident souvent de laisser debout certains arbres à faible valeur économique, et plus difficiles à récolter, qui peuvent nuire à la croissance de l'espèce désirée. Le brûlis permet aussi de dégager les débris de récolte et ainsi faciliter la semence. Les méthodes mécaniques, du fait de la taille des machines, conviennent le plus aux peuplements équiens récoltés par coupe à blanc mais peuvent aussi être utilisées dans d'autres cas où les machines peuvent avoir accès à l'intérieur du peuplement. Plusieurs techniques avec ces machines lourdes sont utilisées pour dégager les débris, enlever la végétation non désirée, et travailler la terre. Les méthodes chimiques vont utiliser les fertilisants pour remettre en état les nutriments du sol et favoriser la régénération. Enfin, le travail du sol (*tillage*) reste moins courant dans la foresterie car il faut moins d'effort pour remettre le sol en état que dans le cas de l'agriculture. En sylviculture, cette méthode est plutôt utilisée dans les cas d'un nouveau peuplement établi sur un sol appauvri par l'agriculture ou l'abandon.

Une dernière méthode à noter est la conversion de terres. Dans notre cas il s'agit du passage vers une forêt gérée pour le bois marchand à partir soit d'un terrain agricole ou abandonné, soit d'une forêt primaire.

1.3.2 Les effets observés dans la littérature

Il existe plusieurs études empiriques sur les effets de la gestion sur le réservoir de carbone du sol auxquelles nous pourrions comparer la performance d'un modèle simplifié. On peut distinguer deux types d'effets de la gestion sur le carbone du sol : les effets sur l'entrée de carbone dans le réservoir du sol et les effets sur la décomposition du carbone de la litière et du sol. La première partie dépend donc de la proportion de débris organiques laissée au sol, alors que la deuxième dépend plutôt de la modification du micro-environnement

du peuplement.

Les éclaircies vont avoir un impact selon leur type et selon l'utilisation des débris (Johnson, 1992 ; Knoepp et Swank, 1997). Une éclaircie par le haut, par exemple, devrait apporter plus de matière au sol, étant donné la plus grande quantité de biomasse coupée au sommet des arbres qu'en sous-bois. Mais si les débris de haut volume issus des étages supérieurs (*overstory*) sont utilisés hors du peuplement, l'impact sera nettement atténué. En général les traitements de peuplements faisant intervenir la coupe d'espèces diverses, ou de jeunes semis, vont laisser la matière organique sur place, celle-ci étant moins utile à d'autres usages que la foresterie.

La récolte a un effet sur le carbone dans le sol qui dépend de sa fréquence et du traitement des rémanents. Plusieurs auteurs en font l'étude à court et à long terme (Eriksson, *et al.*, 2007 ; Harmon, Moreno et Domingo, 2009). Ce qui est intéressant est la réaction du stock de carbone dans le sol après la perturbation de la récolte. Johnson, Scatena et Pan (2010) remarquent un saut de ce stock pendant 4 ans après la récolte avec retrait d'une proportion seulement de la biomasse (entre 20 et 90 %). Cette augmentation est due à l'absorption des dépôts par le sol. Ensuite il y a une chute progressive pendant environ 30 à 40 ans de ce carbone, en-dessous du niveau d'avant la récolte, du fait d'une plus grande respiration (ou oxydation) du sol. Enfin, le niveau du carbone recommence à augmenter lentement. Le temps de rotation du peuplement va décider de la tendance à long terme. Le niveau de carbone va donc baisser progressivement au cours des récoltes successives si le temps de rotation n'est pas assez long pour permettre au carbone du sol de se rétablir avant de couper. Dans leurs simulations de rotations de 40, 60, 90, et 120 ans, avec une proportion de biomasse retirée du site de 0 à 90 %, les auteurs notent une baisse de 0 à 20% du carbone initial pendant 360 ans. Mais leur étude prend un niveau initial de carbone du sol élevé. Il faut néanmoins retenir deux aspects importants : l'importance de la gestion de débris de la récolte ; et la dynamique après récolte du carbone du sol.

L'espèce d'arbre retenue pour un peuplement déterminera en grande partie la compo-

sition de la litière et des débris de la récolte, et donc la quantité de carbone contenue dans ces éléments et son potentiel de décomposition. En fait, l'espèce d'arbre est un des principaux déterminants dans le niveau à l'état d'équilibre du carbone dans une forêt (Dewar et Cannell, 1992 ; Jandl *et al.*, 2007). De plus, la méthode de conversion de terrain va permettre une augmentation ou diminution vers cet équilibre.

La libération du carbone emmagasiné dans le sol dépend de facteurs plus variés que les entrants du cycle. En effet, les conditions météorologiques, le traitement direct du sol, ainsi que les techniques de gestion de peuplement, ou de forêt, vont souvent accélérer l'oxydation et la décomposition de matières organiques du sol (Burger, 2009). Le côté sortie du cycle du carbone dans le sol est essentiellement cette décomposition. L'autre partie de la perte de carbone du sol provient de l'érosion de celui-ci. Mais ce carbone n'est pas nécessairement transféré dans l'atmosphère. L'érosion transporte le carbone dans un autre réservoir, surtout dans celui océanique, et rarement dans celui atmosphérique directement. Le carbone qui se retrouve dans le réservoir océanique n'implique pas nécessairement une perte pour la société dans l'équilibre global de carbone puisqu'il ne contribue pas à l'effet de serre. Pour le cycle du peuplement cependant, ce carbone est une sortie nette de carbone.

Johnson (1992) souligne que les conditions de température et de lumière après l'entretien vont varier l'apport des débris au stock de carbone dans le sol, quoique de peu. La lumière va accélérer la respiration du sol et l'oxydation des MOS, et donc accentuer la libération de carbone du sol. L'auteur fait état d'une perte de carbone dans le sol lors de la préparation du site, surtout avec la méthode mécanique, car le sol renversé s'oxyde plus vite. L'impact net dépendra de la profondeur du sol atteinte et renversée. Cependant, il ajoute qu'il est difficile de distinguer entre perte de carbone vers l'atmosphère par décomposition/oxydation et vers d'autres réservoirs par érosion. L'effet des méthodes chimiques dépend des types de produits utilisés. Johnson remarque plutôt une augmentation du niveau moyen de carbone du sol lors de traitements à fort contenu en azote.

D'autres méthodes de gestion du peuplement peuvent modifier les fonctions de température et d'humidité du sol, ainsi que de la litière. L'irrigation augmente dans tous les cas l'humidité moyenne naturelle, et donc la décomposition de la litière et le renouvellement du sol. Le labour du sol pour préparer un terrain accélère surtout l'oxydation du sol, à travers un contact accru des couches plus profondes avec l'air. La décomposition du carbone dans le sol est accrue, temporairement certes, mais à un moment crucial où l'influx de litière naturelle est à son plus bas. Le carbone initial des débris de la récolte se libère plus vite, rendant la récupération du niveau au sol plus difficile dans les années suivantes. Mais la préparation d'un site peut aussi viser à mélanger les débris de la récolte avec le sol, et l'effet net reste ambigu et dépend de l'intensité de l'intervention (Johnson, 1992).

Enfin, l'influence du feu sur le carbone du sol reste mitigé (Johnson et Curtis, 2001 ; Jandl *et al.*, 2007). D'une part, la chaleur intense libère une grande quantité de carbone des cinq premiers centimètres du sol. D'autre part, on remarque souvent une augmentation du carbone dans les 5 à 10 cm de sol, notamment grâce à la décomposition directe de la biomasse en carbone après le feu. Si l'on parle de brûlis, les deux effets s'annulent quasiment. Cependant, si l'intensité du feu est très élevée, par exemple lors de feux de forêt, le carbone du sol est presque assurément réduit.

Dans notre modèle, nous tenterons d'introduire les variables pertinentes sans pour autant prendre en compte tous les éléments discutés auparavant. Ceci compliquerait trop le modèle pour le cadre de ce travail. Nous ne traiterons pas du type de sol ni du feu, puisque ce sont deux variables qui ne sont que peu influençables dans la gestion. Le type de sol, et aussi celui d'arbre retenu, seront pris comme paramètres pour calibrer le modèle. Nous verrons certaines autres variables lors de l'analyse numérique, pour se concentrer sur l'optimisation de la valeur du peuplement par rapport à l'âge de coupe uniquement. Dans la dernière partie nous reviendrons brièvement sur les autres éléments de la gestion et leur influence sur l'âge de coupe.

CHAPITRE II

MODÈLE DE SÉQUESTRATION DU CARBONE DANS LE SOL FORESTIER

Dans ce chapitre nous développons le modèle en deux temps. D'abord nous simplifions le modèle biologique du cycle de carbone dans la forêt de Foley (1995) pour ensuite l'appliquer à une fonction de décision économique. Pour un schéma du cycle total de carbone dans la forêt selon notre modèle voir l'appendice A. Le modèle biologique est en temps continu étant donné la croissance continue des arbres. Cependant, les approximations économiques et l'optimisation se feront en temps discret puisqu'en pratique les rotations sont exprimées en nombres entiers d'années.

2.1 Le cycle de carbone

2.1.1 Biomasse aérienne

Dans un premier temps, le volume de bois marchand doit être transformé en volume de carbone correspondant. Pour ceci, nous utiliserons la transformation décrite par Ariste et Lasserre (2001) donnant la quantité de carbone Q_t^b , où l'exposant b sert à différencier le carbone dans la biomasse aérienne¹ de celui souterrain, pour un volume de bois marchand Y_t :

1. Ayant inclus les racines dans la biomasse aérienne, la transformation du volume marchand en volume de l'arbre total inclut celles-ci aussi.

$$Q_t^b = Y_t \beta \rho \quad (2.1)$$

La croissance du carbone, pour un taux de croissance du volume marchand de l'arbre y_t est alors

$$q_t^b = y_t \beta \rho$$

où t est l'âge du peuplement, β est un facteur corrigeant le volume du bois marchand pour inclure la partie non commerciale de l'arbre, et ρ est le paramètre qui permet de convertir le volume de bois en carbone. La relation entre les fonctions de volume et de croissance du bois marchand et de carbone dans la biomasse totale est la même étant donné que les paramètres sont constants. On a donc $\frac{dQ}{dt} = a \frac{dY}{dt}$, avec $a = \beta \rho$. Par rapport aux termes de Ariste et Lasserre, nous combinons dans ρ la densité du bois et son contenu en carbone qui dépendent conjointement de l'espèce d'arbre. Y_t correspond à une fonction de volume de bois marchand de type :

$$Y_t = \phi S^\Phi (1 - e^{\eta t})^\psi \quad (2.2)$$

où S est l'indice de site, et ϕ , Φ , η , et ψ sont les paramètres du modèle spécifiques au peuplement (Ariste et Lasserre, 2001).

2.1.2 Litière déposée

Bien que Foley (1995) divise la litière en plusieurs réservoirs, nous pouvons simplifier en prenant un seul qui serait une moyenne pondérée. La pondération dépendra des caractéristiques de l'espèce d'arbre du peuplement.

Litière de la récolte

La récolte est une des perturbations principales sur le carbone issue de l'activité forestière. L'élément essentiel pour les réservoirs de carbone de la litière et du sol est la quantité de rémanents issus de cette activité. Parmi le bois coupé lors de la récolte, ce sont uniquement ces rémanents qui peuvent contribuer au carbone du sol, en passant par le réservoir de carbone de la litière. Une façon simple et juste de voir le problème est de considérer les rémanents comme tout bois non vendu après la récolte. Étant donné que la gestion se fait par rapport au volume Y_T de bois commercial à l'âge de récolte T , les rémanents composent la partie restante de la biomasse totale $(\beta - 1)Y_T$.

Cependant, les activités en foresterie ne vont pas toujours laisser tous les débris au sol. Par exemple, une partie est enlevée pour faciliter la régénération du nouveau peuplement, ou bien pour les utiliser à d'autres fins. Il suffira de représenter cette proportion dans le modèle. Si nous calculons le stock de carbone qui vient s'ajouter soudainement lors de la récolte au temps T à la litière déjà au sol, nous avons :

$$R(T) = \alpha\rho(\beta - 1)Y_T \quad (2.3)$$

où α est la proportion de rémanents laissée sur place, et T est l'âge de coupe du peuplement. C'est encore une approximation puisqu'il se peut que les feuilles et les branches contiennent plus ou moins de carbone par volume que le tronc utilisé pour la vente. Cependant la perte de précision est négligeable comparée à la quantité de carbone considérée (Somogyi *et al.*, 2007).

La partie enlevée des rémanents peut être utilisée en tant que carburant, mais aussi à des fins où le carbone reste emmagasiné (bois reconstitué par exemple). La composition des rémanents ferait toutefois pencher vers une libération quasi immédiate de la plus grande partie du carbone à travers combustion (Eriksson *et al.*, 2007). En effet, les feuilles et tiges ne peuvent que rarement composer un produit durable et se prêtent plutôt à un usage en tant que combustible. Il se peut que ces rémanents soient simplement

jetés dans des décharges de déchets, auquel cas le carbone serait plus durable que si il était utilisé en tant que combustible. Mais cette activité est plus onéreuse que de laisser les résidus sur place, et le carbone se retrouverait de toute façon dans un autre réservoir, celui océanique ou un autre sol hors peuplement. Nous considérerons donc ici que les rémanents enlevés du peuplement vont libérer le carbone directement à travers la combustion ou décomposition ailleurs.

Mortalité et litière naturelle

Une autre partie de l'ajout de carbone à la litière, et donc au sol par la suite, provient de la mortalité naturelle des arbres - autrement dit, la perte de feuilles, tiges, fruits, et racines, ainsi que la mort d'arbres au complet. La fonction de mortalité, ou de chute de litière naturelle, dépend de la fonction de volume total de l'arbre, et donc de celle du volume marchand. Plus un arbre est grand, plus il produit de litière naturellement. La relation entre litière et volume n'est pas parfaitement linéaire, et un jeune arbre ne va produire quasiment aucune litière. Mais, nous pouvons approximer cette relation par une relation linéaire en utilisant un paramètre simple γ , étant donné la durée assez longue d'une rotation comparée aux quelques années initiales où l'arbre ne produit que très peu de litière. La production de carbone par la chute de litière naturelle est :

$$q_t^m = \gamma \rho Y_t \quad (2.4)$$

où γ peut aussi bien traduire la relation entre biomasse totale et litière, qu'entre volume marchand et litière (comme dans notre cas), étant donné la relation, elle aussi linéaire, entre volume total et volume marchand.

Certaines activités d'entretien vont rajouter de la litière au sol. Les éclaircies par exemple vont laisser une proportion de feuilles et branches coupées au sol. On peut considérer que ceci s'apparente à une augmentation de la proportion de volume qui tombe naturellement, et donc un γ plus élevé. Le nettoyage de plantes parasites ou gênantes va

aussi contribuer à l'ajout de carbone au sol, quoique d'une quantité bien moindre que les activités d'éclaircies ou la chute naturelle de litière. Ici aussi nous pourrions tout simplement augmenter γ , voire même inclure ces plantes dans notre fonction de biomasse aérienne. On pourrait par exemple concevoir une fonction Y_t avec une constante ajoutée traduisant la présence d'herbe dans le peuplement.

Dans notre cas nous considérons uniquement la modification de la fonction de chute de litière naturelle. Ainsi les activités d'entretien donneront $\gamma_e > \gamma$, où γ_e est la proportion du carbone total de l'arbre qui va chuter naturellement et à travers l'entretien. Certaines de ces activités peuvent au contraire réduire la mortalité des arbres et donc diminuer la quantité de carbone qui se dépose au sol. Par exemple, les éclaircies par le bas, éliminant la compétition entre différentes espèces dès le plus jeune âge vont éviter la mort de certaines jeunes pousses. Le carbone peut aussi être retiré lors des éclaircies, comme lors de la récolte, pour être utilisé hors peuplement, faisant baisser γ_e . Ayant un peuplement homogène, et composé uniquement d'une ou deux classes d'âge, nous pouvons nous concentrer sur des techniques d'entretien dites *par le haut*, et donc sur des arbres plus âgés. La gestion du peuplement peut être considérée comme permettant la croissance d'une seule espèce, celle du bois marchand. Les techniques pour éliminer la compétition entre espèces ne sont donc pas pertinentes dans ce cadre d'étude. La calibration de γ peut s'adapter cependant à toutes ces circonstances, après avoir étudié l'impact précis de l'entretien.

Un aspect important qu'il faut cependant prendre en compte lors du calibrage est le double effet de l'entretien sur γ . D'un côté, nous l'avons vu, plus de carbone va chuter directement au sol. Mais, d'un autre côté, cette augmentation est atténuée par le fait que les parties de l'arbre visées par les éclaircies sont en majeure partie constituées par la biomasse qui tombe à travers la mortalité naturelle. En taillant certaines branches et feuilles des arbres, celles-ci ne seront pas disponibles à l'automne par exemple. En général les éclaircies augmenteront cependant γ puisqu'elles vont souvent couper plus de biomasse que celle qui ne serait tombée naturellement, en incluant plus de branches par exemple. Enfin, les éclaircies peuvent aussi contribuer à une meilleure croissance

du peuplement en général. Ceci se refléterait par une croissance plus élevée du volume marchand. La fonction de volume pourrait être assez simplement modifiée pour tenir compte d'une croissance plus élevée, par exemple en modifiant un des paramètres, ϕ , Φ , ou ψ . Ces aspects plus fins dépassent cependant le cadre de notre analyse.

Dynamique

La dynamique du carbone dans la litière et dans le sol peut être modélisée à travers de simples paramètres de décomposition (Olson, 1963). La litière se décompose et sort de ce compartiment à un taux k^l . Si nous prenons Q_t^l comme stock de carbone déposé en tant que litière sur le sol au temps t , nous avons :

$$\frac{dQ_t^l}{dt} = q_t^m - k^l Q_t^l, \forall t \neq T \quad (2.5)$$

Cette équation est celle de la dynamique de la litière déposée hors récolte, et dépend donc de la chute de litière liée à la mortalité naturelle q_t^m . Quand il y a récolte cependant, la quantité de carbone dans la litière déposée au sol va subir un saut, étant donné l'ajout au temps T des rémanents de la récolte. Si les rémanents sont laissés sur place, cet ajout $R(T)$, inclut déjà la litière qui serait tombée naturellement cette année. Par contre, si les rémanents sont entièrement enlevés, $R(T) = 0$, il n'y aura pas non plus de chute naturelle. Cette litière naturelle est donc incluse dans $R(T)$ dans les deux cas et nous l'omettrons lorsqu'il est question de récolte. Au moment de la récolte nous avons un ajout soudain de carbone à la litière déposée sur le sol

$$Q_{jT^+}^l = Q_{jT^-}^l + R(T), \forall j$$

où T^+ et T^- dénotent respectivement un instant après et avant la récolte, et j est l'indice de rotation. Cette notation permet de traduire l'ajout soudain d'un stock de carbone à la litière du sol.

2.1.3 Réservoir du sol

De même que Foley (1995), nous divisons le carbone dans le sol en deux compartiments ou réservoirs, l'un rapide et l'autre lent. Ceci n'ajoute pas à la complexité du modèle tout en rapportant de la précision à la compréhension du cycle biologique.

Le carbone de la litière se décompose à un taux k^l et devient soit de l'humus, pour rentrer dans le sol, soit du CO_2 à travers la respiration microbienne pour ressortir directement vers l'atmosphère. La proportion f_r s'échappera vers l'atmosphère par la respiration, et la proportion $1 - f_r$ passera donc dans le réservoir de carbone du sol. Ce carbone passe dans un des deux compartiments du sol avec une proportion P_a , où $a = 1$ dénote le réservoir rapide et $a = 2$ le lent, et $P_1 + P_2 = 1$. Le carbone dans le réservoir rapide se décompose à un taux $k^{s,1}$, et le lent à un taux $k^{s,2}$. Après décomposition, le carbone du sol est relâché vers l'atmosphère sous forme de CO_2 . le changement du niveau de carbone dans chacun des compartiments du sol est

$$q_t^{s,a} = \frac{dQ_t^{s,a}}{dt} = (1 - f_r)P_a k^l Q_t^l - k^{s,a} Q_t^{s,a} \quad (2.6)$$

où $Q_t^{s,a}$ est le niveau de carbone dans chacun des réservoirs ($a = 1, 2$), et Q_t^l est le stock au temps t de carbone total dans le réservoir de carbone de la litière. Selon Foley (1995), la proportion de carbone allant dans chaque réservoir P_a ne varie quasiment pas entre les différents écosystèmes dans le monde, à part pour les forêts tropicales. Nous prenons donc des valeurs pour P_1 et P_2 de 0,985 et 0,015 respectivement.

2.2 La décomposition en détail

2.2.1 Taux de décomposition

Les taux de décomposition sont principalement déterminés par l'espèce d'arbre retenue, mais aussi par le type de sol et les conditions climatiques. Étant donné un intervalle temporel d'une année, nous pouvons prendre une moyenne de décomposition pour l'année.

Cette généralisation ne perd pas sa pertinence, étant donné la récolte a un impact au cours des 4 à 10 années suivantes (Johnson *et al.*, 2010). La saison à laquelle est faite la récolte n'aura donc quasiment pas d'influence sur le taux de décomposition. Cependant, les paramètres des modèles de décomposition journalière doivent être adaptés à l'intervalle annuel de notre modèle.

Certains taux de décomposition, en fraction de quantité décomposée, sont supérieurs à un. Mais ça ne veut pas dire que tout le carbone se décompose après un an. Ces taux sont considérés comme des taux *instantanés*. Par exemple, un taux de décomposition instantanée de $k = 4$ est pratiquement équivalent à une décomposition de $4/365$ de la litière par jour (le jour est un intervalle suffisamment petit). Comme le souligne Olson (1963), la vraie valeur de la quantité restante de litière au bout d'un an est $e^{-k^l} = e^{-4} \approx 0,01832$. En utilisant l'approximation d'un taux journalier², il restera $(1 - 4/365)^{365} \approx 0,01792$. Pour être plus précis, nous utiliserons la première transformation, en arrondissant le taux. Un taux instantané de $k^l = 4$ sera donc considéré comme une décomposition annuelle de $k^l = 1 - e^{-k^l} \approx 0,9817$.

Les paramètres de décomposition construits par Foley (1995) se prêtent bien à une généralisation pour l'analyse économique. Les modèles biologiques sont souvent très précis et requièrent une grande quantité de mesures. Dans notre recherche nous voulons uniquement conserver les éléments principaux, les paramètres pouvant ensuite être calibrés selon le type de gestion, de végétation et de sol du peuplement. A travers les fonctions de Foley, nous avons cherché à comprendre les éléments de la gestion qui pourraient modifier la décomposition de base.

La décomposition de la litière dépend du climat, ou plus précisément de la température et l'humidité moyennes annuelles. Elle dépend aussi de la composition de cette litière en feuilles, tiges et racines. Foley prend un taux de décomposition pour chacun des compartiments de la litière donné par

2. Cette formulation est aussi valide pour les taux de décomposition du carbone dans le sol, $k^{s,a}$.

$$k_c^l = \varepsilon_c 10^{(-1.4553 + 0.0014175 \cdot AET)} \quad (2.7)$$

où l'indice c dénote le compartiment : feuille, tige, racine. ε_c est la «disponibilité relative de chacune de ces parties à la décomposition» (Foley, 1995), et AET est «the annual actual evapotranspiration», soit l'évapotranspiration réelle annuelle. Cette évapotranspiration dépend à son tour de l'humidité et température annuelles de façon positive. Plus la température est élevée, ou plus les conditions sont humides, plus AET sera grand, et plus la décomposition de la litière se fera rapidement.

Bien que Foley applique un taux de décomposition à chacun de ses trois compartiments de litière nous optons pour une moyenne pondérée des trois taux pour notre seul compartiment de litière. Cette pondération dépend bien-sûr de la composition de la litière qui chute naturellement, et donc de l'espèce d'arbre retenue pour le peuplement, et peut être altérée par l'intervention humaine. Les débris de récolte par exemple vont surtout être composés de racines et feuilles si les branches plus grandes sont utilisées en tant que combustible. La litière au sol dans un peuplement où l'on entretient en coupant certaines tiges et branches va contenir une proportion de celles-ci plus grande que dans un peuplement où il n'y a que chute naturelle de litière entre chaque récolte.

Le sol quant à lui suit une décomposition (ou plutôt un taux de renouvellement) qui dépend de la température et de l'humidité du sol, ainsi que de sa composition. Un taux de renouvellement *de base*, $k_0^{s,a}$, reflète les caractéristiques de composition du sol et sera modifié selon les conditions climatiques. Ceci donne la fonction suivante du taux de décomposition du carbone au sol pour chaque compartiment :

$$k^{s,a} = k_0^{s,a} f(Temp) g(Hum) \quad (2.8)$$

où l'indice a dénote le compartiment lent ($a = 2$) ou rapide ($a = 1$). $f(Temp)$ et $g(Hum)$

sont des fonctions de la température moyenne et de l'humidité moyenne respectivement ³. Si ces conditions correspondent à 20°C et un sol très humide, alors $f(T) = 1 = g(M)$ et nous retrouvons le taux de base $k_0^{s,a}$.

Ce qui est à retenir des formules des taux de décomposition est qu'elles traduisent une relation positive entre décomposition et microclimat du peuplement.

2.2.2 L'effet de la gestion sur la décomposition

Nous avons vu quelque-uns des effets de la gestion sur le carbone dans le système, notamment concernant la chute de litière naturelle, γ . La gestion a des effets sur plusieurs autres paramètres du modèle de carbone, surtout lorsque l'on opte pour des peuplements avec des cohortes d'âge différents et où le peuplement n'est pas coupé à blanc. Si, par exemple, les arbres de différents âges sont dispersés entre eux (rétention dispersée), ou au moins en petits blocs alternants (rétention agrégée), le sol sera moins exposé au soleil et aux intempéries. La température du sol et de la litière serait moins élevée, diminuant les taux de décomposition et de renouvellement. Inversement, l'humidité serait plus élevée, et ces mêmes taux augmenteraient. L'effet net tendrait plutôt vers l'augmentation du niveau moyen de carbone dans le sol (Jandl *et al.*, 2007).

L'exposition du sol à la pluie a un autre effet considérable, à savoir l'érosion. Plus un sol est laissé nu, plus il sera susceptible à l'érosion, qui entraîne nutriments et carbone hors du site. On pourrait le voir dans notre modèle comme une diminution du transfert entre biomasse aérienne et sol. Dans le calibrage du modèle, ceci se traduirait donc par une respiration accrue de la litière, f_r . Moins de carbone se retrouvera ainsi dans le sol. Une augmentation de f_r résultant d'une coupe à blanc constitue une perte économique du point de vue de la gestion de forêt mais pas nécessairement pour la société comme nous l'avons remarqué auparavant.

La gestion par différentes cohortes d'âge modifie aussi positivement la croissance d'un

3. Idem.

peuplement, à travers le maintien de nutriments dans le sol. Dans ce cas nous pourrions modifier Y_t pour en tenir compte, tel que dans le cas d'éclaircies. La litière déposée à travers la mortalité naturelle serait à son tour augmentée, et le peuplement emmagasinerait plus de carbone, surtout dans le sol. Harmon, Moreno et Domingo (2009) remarquent une augmentation considérable du carbone dans un système lorsque le peuplement est géré en différentes cohortes d'âge, surtout quand ces cohortes sont dispersées plutôt qu'agrégées.

Nous avons vu que certaines autres méthodes peuvent aussi modifier le microclimat du peuplement et accélérer la décomposition. Les effets discutés dans notre étude de la littérature peuvent être modélisés à travers le calibrage de différents paramètres. Ensuite, ces paramètres seront intégrés dans le modèle de décision pour trouver l'âge optimal de coupe T . Le temps de rotation sera décisif dans le niveau moyen de carbone que l'on pourra atteindre à long terme. Nous verrons que plus le âge de coupe est élevé plus le stock de carbone dans le sol sera élevé à l'équilibre stationnaire puisque plus de litière chutera au sol en moyenne.

2.2.3 La régénération

Les coûts de régénération et de maintien du peuplement vont dépendre non seulement de la méthode de gestion, mais aussi des conditions du système arbre-sol. Une meilleure qualité de sol a une influence positive sur la croissance de l'arbre, et le renouvellement de peuplement sera moins difficile et coûteux. Les différents éléments des SOM ayant une forte interaction, un niveau plus élevé de carbone peut réduire la nécessité de fertilisation artificielle. Certaines méthodes de renouvellement moins chères peuvent aussi aller de pair avec une augmentation du carbone dans le sol. Les techniques de traitement en taillis, évitant les coûts de déraciner et labourer, vont promouvoir une meilleure absorption du carbone des racines par le sol. Elles vont aussi éviter l'exposition à l'air du sol minéral plus profond et la libération soudaine de plus de carbone. Le brûlis, technique assez répandue dans la foresterie, libère soudainement le carbone de la biomasse aérienne et du sol à la surface. Mais les auteurs sont ambigus quant à l'effet

net sur le sol plus en profondeur étant donné l'apparition d'espèces fixatrices d'azote et l'absorption plus rapide du carbone de la biomasse brûlée par le sol (Johnson, 2001 ; Knoepp et Swank, 1997).

Les coûts liés à la gestion peuvent aussi être réduits avec un peuplement inéquien (Khazri et Lasserre, 2011). Le renouvellement du peuplement peut se faire à l'aide des arbres laissés en place lors de la récolte par exemple. Les interventions de machines, qui endommagent souvent le sol, ne seraient pas aussi nécessaires. La diminution des perturbations en général va de pair avec une réduction des coûts du capital ou de la main d'œuvre. Bien sûr, les différentes méthodes de rétention, dispersée ou agrégée, auront différents impacts quant aux coûts. La deuxième méthode se rapproche plus de la coupe à blanc parce que les arbres coupés lors de la récolte sont groupés plutôt que dispersés dans la forêt. Ceci réduit les coûts liés à la récolte, mais augmente en même temps les coûts de régénération que l'impact de l'intervention humaine sur le stock de carbone. Lors de coupe à blanc, les arbres ne peuvent être renouvelés de façon *naturelle*, ou bien très peu, à cause d'un manque d'arbres pour se reproduire.

Enfin, l'emploi de machines lors de la gestion du peuplement contribue à la libération de carbone dans l'atmosphère à travers la combustion des fossiles. La gestion moins perturbatrice aura donc un impact plus marqué dans l'équilibre de carbone global. Les effets soulignés pourraient donc se refléter dans la décision de gestion à travers des coûts moins élevés, ou bien par un coût supplémentaire d'une taxe de carbone sur la libération de flux de carbone vers l'atmosphère.

2.3 La gestion influence l'équilibre

2.3.1 L'état stationnaire

Le carbone ne peut s'accumuler à l'infini dans le sol. L'effet de population, avec des ressources limitées, entre en jeu ici comme ailleurs dans le monde biologique. Il existe donc un niveau maximum de carbone que l'on peut accumuler dans le sol, selon certaines

conditions spécifiques à chaque site. Il est certes possible d'augmenter ce potentiel à travers la gestion (Jandl *et al.*, 2007), mais le plus important reste le type de peuplement d'arbre qui définit les paramètres de base. On pourra ensuite modéliser l'effet de la gestion sur cet état stationnaire.

L'étude se limite à la comparaison des états stationnaires, ce qui implique que l'on ignore les bénéfices et les coûts de la transition d'un état stationnaire à l'autre. Les questions théoriques liées à la transition, pour ne rien dire de l'optimalité même de l'équilibre stationnaire, dépassent largement le cadre de ce mémoire⁴. C'est certainement en partie pour ces raisons que la littérature théorique sur l'offre de bois s'en tient à définir le flux de production à l'état stationnaire, sans examiner le flux de transition d'un état stationnaire à l'autre. C'est dans cette tradition que s'inscrit le présent travail.

Le stock moyen de carbone contenu dans le sol à l'état stationnaire est égal à la somme des stocks contenus dans chacun des deux compartiments à l'état stationnaire : $\bar{Q}^s = \sum_{a=1}^2 \bar{Q}^{s,a}$. L'état stationnaire est atteint lorsque la moyenne du niveau de carbone du sol lors d'une seule rotation n'augmente ou diminue pas lors de la rotation suivante.

Le carbone du sol dépend entièrement de l'influx de litière tout au long des rotations et des taux de décomposition $k^{s,a}$. L'équilibre de ce carbone est donc lié à l'état stationnaire du carbone dans la litière déposée au sol. Celui-ci est en fait la moyenne de litière tombée au sol lors d'une rotation (incluant la récolte) puisque, pour un régime de foresterie, la chute de litière sera la même à chaque rotation. Étant donné un niveau d'équilibre \bar{Q}^l du carbone dans la litière déposée au sol, nous pouvons poser

$$\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{dt} = (1 - f_r)P_a k^l \bar{Q}^l - k^{s,a} \bar{Q}^{s,a}$$

4. Il est très difficile de prouver que la forêt normalisée de Faustman, où la quantité de bois coupé chaque année est constante à l'équilibre stationnaire, constitue une structure optimale. Mitra et Wan (1985, 1986) l'ont fait sous l'hypothèse de taux d'actualisation nul dans un modèle où le temps est une variable discrète et l'espace est une variable continue. Ils ont aussi montré que si le taux d'actualisation est positif il se peut que l'optimum soit cyclique, l'âge de la coupe oscillant autour de l'âge de rotation de Faustman. Salo et Tahvonen (2002, 2003, 2004) ont plus tard montré que cette cyclicité de la solution disparaissait si le temps était traité comme une variable continue. Salo et Tahvonen utilisent des méthodes numériques pour arriver à leurs résultats.

Pour un équilibre dans le sol il faut $\frac{dQ^{s,a}}{dt} = 0$, et donc

$$(1 - f_r)P_a k^l \bar{Q}^l - k^{s,a} \bar{Q}^{s,a} = 0,$$

Alors,

$$\bar{Q}^{s,a} = \frac{(1 - f_r)P_a k^l}{k^{s,a}} \bar{Q}^l \quad (2.9)$$

sera l'état stationnaire autour duquel le carbone du sol variera, suivant les fluctuations de la litière.

Pour comprendre les effets de certains paramètres sur l'équilibre de carbone du sol nous passons par le carbone total accumulé dans la litière déposée sur le sol. Cette litière peut se diviser en deux parties, l'une issue de la chute naturelle, et l'autre des activités de coupe. D'un côté, nous avons la litière totale accumulée en fin de rotation de longueur T à travers la chute de litière naturelle,

$$\begin{aligned} Q^m(T) &= \int_0^{T^-} q_t^m e^{-k^l(T-t)} dt \\ &= \int_0^{T^-} q_t^m e^{-k^l(T-t)} dt \\ &= \int_0^{T^-} \gamma \rho Y_t e^{-k^l(T-t)} dt \\ &= \int_0^{T^-} \gamma \rho \phi S^\Phi (1 - e^{\eta t})^\psi e^{-k^l(T-t)} dt \end{aligned} \quad (2.10)$$

Nous utilisons T^- pour dénoter le fait que la litière naturelle s'accumule jusqu'à un moment avant la récolte.

De l'autre coté, lors de la récolte, on ajoute le stock de carbone issu des rémanents

laissés sur place :

$$\begin{aligned} R(T) &= \alpha\rho(\beta - 1)Y_T \\ &= \alpha\rho(\beta - 1)\phi S^\Phi(1 - e^{\eta T})^\psi, \end{aligned} \quad (2.11)$$

De plus,

$$\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{d\bar{Q}^l} = \frac{(1 - f_r)P_a k^l}{k^{s,a}} > 0$$

étant donné que tous les paramètres sont positifs, et que $f_r \leq 1$. Toute augmentation (diminution) de \bar{Q}^l se traduira, *ceteris paribus*, par une augmentation (diminution) du niveau moyen de carbone à l'état stationnaire.

Maintenant nous pouvons traduire mathématiquement les effets de la gestion, notamment le temps de rotation que la littérature en biologie prend souvent comme paramètre fixe et non endogène au modèle.

2.3.2 Temps de rotation

Le temps de rotation T augmente à la fois la quantité de litière naturelle et celle issue de la récolte. Intuitivement, la dernière 'cohorte' de litière naturelle au temps $T - 1$, la moins décomposée, sera plus grande si on retarde la récolte. Plus T est grand, plus l'arbre sera grand, et plus la proportion de rémanents laissés sera grande. En dérivant l'équation 2.11, nous avons

$$\frac{dR(T)}{dT} = \alpha\rho(\beta - 1)\phi S^\Phi(1 - e^{\eta T})^{\psi-1}(-\eta e^{\eta T})$$

Alors,

$$\frac{dR(T)}{dT} > 0$$

étant donné que tous les paramètres sauf η sont positifs, et $\eta < 0$ et $\beta > 1$. Une augmentation de T va donc augmenter cette partie de la litière également. Intuitivement, plus T est grand, plus l'arbre sera grand, et plus la proportion de rémanents laissés sera

grande.

Du côté de la litière naturelle, en dérivant l'équation 2.10 nous avons

$$\begin{aligned}\frac{dQ^m(T)}{dT} &= \frac{dq_T^m}{dT} - \frac{d(q_0^m e^{-k^l T})}{dT} \\ &= \frac{d\gamma Y_T}{dT} + k^l q_0^m e^{-k^l T}\end{aligned}$$

La récolte à l'âge T se fait tant que la fonction de volume du bois marchand est croissante⁵, donc $\frac{dY_T}{dT} > 0$. De plus, $\gamma \geq 0$, $q_0^m \geq 0$ et $k^l > 0$. On a donc

$$\frac{dQ^m(T)}{dT} > 0,$$

alors

$$\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{dT} = \frac{(1 - f_r) P_a k^l}{k^{s,a}} \frac{dQ^m(T)}{dT} > 0 \quad (2.12)$$

L'augmentation de l'âge de coupe augmentera le niveau moyen de carbone du sol à l'état stationnaire.

2.3.3 Taux de décomposition du carbone

Les taux de décomposition du carbone dans chacun des compartiments du sol, $k^{s,a}$, contribuent à déterminer le niveau d'équilibre de ce carbone. En effet, d'après l'équation 2.9, il est évident qu'une augmentation de $k^{s,a}$ diminue le niveau d'équilibre :

$$\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{dk^{s,a}} = -\frac{(1 - f_r) P_a k^l}{(k^{s,a})^2} \bar{Q}^l \quad (2.13)$$

5. En effet, si la fonction est sur la partie décroissante, le gérant aurait pu couper plus tôt et profiter d'un volume marchand plus grand.

Une augmentation de la température moyenne annuelle du sol, résultant par exemple d'une coupe à blanc qui expose le sol au soleil, augmente $k^{s,a}$ et diminue la capacité d'un sol à emmagasiner le carbone. De même, un arrosage trop abondant augmente aussi le taux de décomposition, étant donné la relation positive entre taux de décomposition et conditions de température et humidité. Harmon, Moreno et Domingo (2009) soulignent que bien que la croissance d'une nouvelle génération soit moins rapide lorsque la lumière pénètre moins jusqu'au sol, l'effet net sur le carbone dans le système entier est positif étant donné la décomposition moins rapide du carbone du sol.

L'effet de k^l est quant à lui plus ambigu. Son augmentation engendre une diminution de \bar{Q}^l étant donné une décomposition plus rapide. Cependant, il augmente l'apport en carbone au sol pour un même \bar{Q}^l . Nous verrons dans nos simulations avec les paramètres retenus (voir la section 3.1) que

$$\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{dk^l} > 0$$

2.3.4 Quantité de litière

Le plus important dans la gestion de la forêt quant à l'équilibre de carbone se trouve du côté des entrants du réservoir du sol. La fraction α de rémanents laissés sur place lors de la coupe en fait partie. Nous avons

$$\begin{aligned} \frac{d\bar{Q}^l}{d\alpha} &= \frac{1}{1 - e^{-k^l T}} \frac{d\Delta R(T)}{d\alpha} \\ &= \frac{1}{1 - e^{-k^l T}} \frac{d(\alpha \rho(\beta - 1)Y_T)}{d\alpha} \\ &= \frac{\rho(\beta - 1)Y_T}{1 - e^{-k^l T}} \approx \rho(\beta - 1)Y_T > 0, \end{aligned}$$

étant donné que $1 - e^{-k^l T} \approx 1$ pour un temps de rotation de 50 ans. Enfin,

$$\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{d\alpha} \approx \frac{(1 - f_r)P_a k^l (\rho(\beta - 1)Y_T)}{k^{s,a}} > 0. \quad (2.14)$$

Une augmentation de rémanents laissés sur place lors de la récolte va donc contribuer à l'augmentation du carbone dans le sol. Intuitivement, si l'on permet à plus de matière organique de chuter au sol lors de la récolte, plus il y aura de carbone dans tout le système pour finir dans le sol.

Un autre paramètre permettant à la gestion d'augmenter le carbone au sol est γ . Bien que celui-ci traduise la chute naturelle de litière des arbres, nous avons souligné la possibilité de l'augmenter légèrement à travers des activités d'entretien telles que les éclaircies ou le désherbage. Cette influence passe cette fois-ci uniquement par la fonction de chute naturelle, et donc par $Q^m(T)$. Nous avons

$$\begin{aligned} \frac{dQ^m(T)}{d\gamma} &= \frac{d\left(\int_0^{T-1} b_t^n e^{-k^l(T-t)} dt\right)}{d\gamma} \\ &= \frac{d\left(\gamma \int_0^{T-1} Y_t e^{-k^l(T-t)} dt\right)}{d\gamma} \\ &= \int_0^{T-1} Y_T e^{-k^l(T-t)} dt > 0 \end{aligned} \quad (2.15)$$

Donc $\frac{d\bar{Q}^l}{d\gamma} > 0$ et $\frac{d\bar{Q}^{s,a}}{d\gamma} > 0$

Une chute plus élevée de litière naturelle augmentera la quantité de carbone que le sol pourra emmagasiner à l'état stationnaire. La même intuition s'applique que pour α : plus de matière organique, et donc de carbone, se déposera au sol pour être décomposée et atterrir dans le réservoir du sol lent ou rapide.

2.4 Décision de gestion

2.4.1 Valeur du terrain

Nous voulons modifier un modèle de gestion de forêt avec carbone, tel celui d'Ariste et Lasserre (2001), non pas seulement en ajoutant le carbone du sol, mais aussi en modifiant les parties de 'base' de la foresterie. Tout comme le modèle biologique détermine des

relations entre les différents compartiments de carbone, le modèle économique du sol implique une relation étroite entre les bénéfices des différentes parties d'une fonction de valeur. Le sol permet de dépasser la dualité entre bois marchand - et donc arbres debout- et terrain nu. L'action prise a une conséquence à long terme sur le sol, et donc va influencer l'arbitrage économique. La valeur du terrain diminuera, par exemple, si le niveau de carbone dans le sol baisse.

Nous désirons étudier l'importance du carbone séquestré dans le sol dans la gestion d'une forêt. Ceci se fait en incorporant à l'objectif du décideur les coût et bénéfices associés à des changements dans le niveau de carbone séquestré dans le sol à l'état stationnaire. Nous faisons l'hypothèse, standard dans le modèle de Faustmann, que le prix du bois est fixe et nous supposons qu'il est plus profitable pour la société d'exploiter le terrain forestier que de le laisser nu ou de le consacrer à une autre usage.

La littérature sur le sujet de la valeur du carbone est abondante⁶, mais nous pouvons utiliser le prix du carbone dans le marché des permis de CO₂ et des valeurs ajustées à différents scénarios. Dans le cas de gestion privée par exemple, le prix de crédits représente la valeur économique effective. Dans le cas public il devrait plutôt être une estimation de la valeur socio-économique de la séquestration et donc prendre en compte les externalités sociales (et économiques) de cette séquestration. Dans les deux cas nous pouvons prendre le prix sur le marché Z et l'estimation de son évolution future comme base pour notre analyse numérique, en l'ajustant aux cas de différents régimes de propriété.

La fonction de valeur d'une rotation pour Ariste et Lasserre serait, en utilisant nos notations, la suivante :

$$V_1^a(T) = PY_T e^{-rT} - C + e^{-rT} (1 - \lambda) \frac{Z}{r} Q_T^b + \int_0^T Z q_t^b e^{-rt} dt \quad (2.16)$$

où T est le temps de rotation optimal du peuplement, Z la valeur sociale de réduction,

6. Voir notamment Pearce (2003) qui en fait une bonne synthèse.

à titre permanent, d'une unité de carbone dans l'atmosphère, r le taux d'intérêt, et λ la proportion de carbone libéré pendant et après la coupe. Un changement considérable concerne le carbone qui reste verrouillé dans le bois après la récolte. Selon notre modèle, la partie non vendue de bois récolté est soit laissée sur place pour rentrer dans le cycle du carbone de la litière et du sol, soit utilisée autrement. Les résidus de la récolte ne pouvant la plupart du temps pas être utilisés pour du bois durable, nous considérons qu'ils sont transformés en CO_2 rapidement après combustion. La valeur du bois récolté pour la société en termes de carbone emmagasiné est donc ρY_T plutôt que $\beta \rho Y_T$. Le carbone restant $(\beta - 1)\rho Y_T$ se retrouvera soit dans le sol, soit dans l'atmosphère. Dans le premier cas, le bénéfice pour la société se reflétera dans le carbone du sol. Dans le deuxième cas il ne constitue plus un bénéfice dans la fonction de valeur. Concernant les dividendes pour le carbone emmagasiné à chaque période, nous appliquons la même logique que ci-dessus. D'une part cela évite la double comptabilisation du carbone de la biomasse aérienne qui tombe au sol à travers la mortalité. D'autre part, la solution du problème de gestion sera simplifiée. Nous prenons donc la croissance du carbone dans le volume marchand plutôt que le volume total de biomasse. Le terme $\int_0^T Z q_t^b e^{-rt} dt$ devient donc $\int_0^T Z y_t e^{-rt} dt$

2.4.2 Valeur du carbone

Le niveau de carbone dans le sol étant variable et sa mesure difficile à effectuer, il est plus difficile à valoriser que le carbone dans la biomasse aérienne qui dépend directement du volume marchand. Pour dépasser le problème de variabilité, nous pouvons considérer principalement la gestion à grande échelle. Dans ce cas, le gérant divise son terrain en un nombre de parcelles équivalent au temps optimal de rotation T , afin d'assurer une récolte à chaque année. Nous comprenons donc la précision de Bigsby (1999) qui dit que les méthodes classiques de paiement pour carbone sont plus adaptés à ces sylviculteurs. Bien qu'il parle de carbone dans la biomasse, la réflexion peut être appliquée, avec plus de pertinence même, au carbone dans le sol. Les sylviculteurs de plus petite taille ne pourront pas assurer un tel niveau de carbone à tout moment mais nous verrons lors de

notre discussion dans la partie 4.3.

Ensuite, nous pouvons adopter le concept de permanence du carbone séquestré (Dutschke, 2002 ; Marland, Fruit et Sedjo 2001), qui stipule que la réduction de carbone dans l'atmosphère par la séquestration organique est qualitativement différente de celle découlant de la réduction des émissions. En effet, cette première forme de réduction de GES peut être temporaire car il y a un risque de libération du carbone séquestré à la fin d'un projet, ou lors de la récolte dans notre cas.

Chomitz (2000) distingue deux approches pour donner une valeur à des projets de conversion de terres et de foresterie (LUCF ou *Land Use Change and Forestry*). La première cherche à déterminer la valeur des bénéfices tirés d'un engagement de séquestration temporaire, comparé à la valeur d'une séquestration permanente. Cette équivalence s'appelle aussi l'approche *ton-year*. La deuxième,⁷ cherche à établir des mécanismes d'assurance pour une séquestration indéfinie.

La première approche suppose qu'une tonne emmagasinée devient équivalente à une séquestration permanente après un certain nombre d'années. On peut ensuite établir un facteur d'équivalence, entre tonne permanente et tonne temporaire, pour comptabiliser le carbone temporaire. Il n'existe cependant pas de consensus sur ce nombre d'années en question, posant problème quant à la valeur d'un terrain qui intègre un paiement dans ce système de comptabilisation. Le protocole de Kyoto cite 100 ans comme base, mais ceci équivaldrait à trop escompter le futur (Chomitz, 2000). Certains auteurs, cités dans Marland, Fruit et Sedjo (2001)⁸ avancent plutôt des valeurs entre 42 et 60 ans.

La valeur annuelle d'une tonne de carbone séquestrée équivaldrait à $1/eq$ du prix d'une tonne permanente, où eq est le nombre d'années d'équivalence. Un cas de base ici pour-

7. Nous utiliserons celle-ci dans la fonction de décision puisqu'elle correspond mieux à une valeur monétaire que dans le cas d'une équivalence *ton-year*.

8. Les études citées sont : Tipper et de Jong, 1998 ; Fearnside *et al.*, 2000 ; Chomitz, 1998 ; Moura Costa et Wilson, 2000 ; Bird, 1997.

rait être 50 ans, moyenne des estimations des rapports cités auparavant hors les valeurs extrêmes de 100 et 150 années. Ainsi, nous aurions un revenu de $0,02 \cdot Z$ pour une tonne séquestrée chaque année, et la valeur de la tonne permanente sera totalement atteinte au bout de 50 ans. Notons donc la valeur annuelle d'une tonne séquestrée z en dollars par an :

$$z = \frac{Z}{eq} \quad (2.17)$$

Pour la seconde approche, plusieurs méthodes sont disponibles pour partager entre parties le risque de non conformité. Ces mécanismes mélangent régulation et incitation économique et incluent notamment l'approche des *Temporary Credits* ou *Expiring Credits* avancée par la délégation colombienne lors de la 13^e réunion du *Subsidiary body for Scientific and Technological Advice* en 2000. Le but de ces mécanismes est de produire des incitatifs pour la séquestration tout en pénalisant la libération de carbone si les conditions d'un éventuel contrat n'étaient pas tenues. Si le carbone séquestré n'est pas libéré au terme du crédit temporaire, le vendeur du crédit (le gérant dans notre cas) peut vendre un nouveau crédit temporaire, ou bien recevoir un crédit pour une séquestration permanente. Dans le cas de la foresterie, ceci équivaldrait à ne plus récolter le bois ou avoir un peuplement assez hétérogène, avec une continuité de classes d'âge, pour assurer un niveau moyen constant de carbone dans le sol.

Une suggestion faite par Marland *et al.*, et reprise dans Bigsby (2009), généralise l'idée de crédits temporaires, qui peuvent avoir différentes durées de maturité, à un système de location de carbone. Cette location n'as pas d'échéance mais le locataire peut renoncer au contrat si le carbone est libéré. La comparaison permet de calculer un prix de même façon que dans le marché financier :

$$CV = \frac{y}{r}$$

où CV est la valeur d'un capital, y le rendement annuel, et r le taux d'intérêt. La valeur

de l'actif carbone est le prix d'une tonne à titre permanent. Le loyer de ce capital serait donc

$$z^s = Z \cdot r_c \quad (2.18)$$

où z^s est le loyer pour une tonne séquestrée en dollars par an, et r_c est le taux d'intérêt sur la tonne permanente. Ce taux est composé du taux d'intérêt r et de la dépréciation δ du capital carbone dans le sol qui n'est autre que le taux de décomposition du carbone dans le sol. Étant donné que la proportion de carbone dans chaque compartiment (lent et rapide) du sol reste constante, la dépréciation totale est la moyenne pondérée des taux de décomposition, $\delta = P_1 * k^{s,1} + P_2 * k^{s,2}$. Nous avons donc le flux annuel, en \$ par an, du loyer de carbone du sol :

$$z^s = Z \cdot (r + \delta) \quad (2.19)$$

Enfin, ce loyer pourrait être dérivée plus directement d'un marché de location de carbone bien établi (Bigsby, 2009). En comparaison, les engagements à plus long terme, tel les crédits temporaires de réduction d'émissions (tCER), devront avoir un prix ajusté à la hausse pour combler le risque accru.

2.4.3 Valeur du carbone au sol

Pour la valeur du carbone au sol nous considérons uniquement l'augmentation (ou diminution) du niveau moyen de carbone du sol jusqu'au nouvel équilibre. Nous avons deux raisons principales pour considérer le carbone de cette façon. D'abord, la valeur que la société tire du sol dans la forêt dépend du carbone séquestré après la décision d'une nouvelle gestion. Le stock de carbone qui était présent dans le sol avant la nouvelle gestion, bien qu'il ait une valeur pour la société en tant que réservoir, ne correspond pas à une nouvelle séquestration. Ensuite, cette vision correspond plus au concept de ligne de base pour accéder aux paiements pour le carbone. Dans le contexte des Mécanismes de Développement Propre définis dans le protocole de Kyoto, il faut qu'un projet prouve

une séquestration plus grande que si le projet n'était pas mis en œuvre. Dans le cas de gestion de forêt, la ligne de base est donc le niveau de carbone du sol avant la décision de gestion. Ainsi, si le terrain était abandonné auparavant, la valeur du carbone du sol dans la nouvelle gestion serait la différence entre le stock de carbone initial dans le sol et celui au nouvel état stationnaire.

Pour prendre en compte les paiements de loyer pour le carbone du sol, le décideur doit aussi avoir une idée de la trajectoire que suivront ces paiements, et donc de la trajectoire que suivra le niveau moyen de carbone du sol. En effet, la location pour une tonne de carbone ne commencera que quand cette tonne est séquestrée⁹. En fait, selon des paramètres de décomposition comme ceux de Olson (1963), l'évolution vers le nouvel état stationnaire suit une fonction exponentielle :

$$K_t = (1 - e^{-k^s t}) \bar{K}_e(T)$$

où $\bar{K}_e(T)$ est le changement total du niveau de carbone moyen du sol entre l'état stationnaire de l'ancienne gestion et celui de la nouvelle gestion¹⁰. Le nouvel état stationnaire, et donc ce changement et la transition, dépendent de la décision de coupe à l'âge T et du taux de décomposition du carbone au sol k^s . Le niveau de carbone moyen du sol n'atteindra l'état stationnaire qu'après plusieurs rotations. Pour établir un système de paiements pour ce carbone, il serait possible de définir une valeur assez petite¹¹ $\epsilon > |K_t - K_{t-1}|$ pour laquelle le niveau moyen de carbone du sol peut être considérée

9. Nous pourrions concevoir une autre méthode qui établit la valeur totale de l'augmentation du carbone à l'état stationnaire pour un loyer qui commence lorsque la nouvelle décision de gestion est prise. Ou bien la quantité louée pourrait augmenter selon une trajectoire prédéfinie, suivant celle théorique du niveau moyen de carbone du sol.

10. Nous utiliserons dorénavant K pour le changement du niveau de carbone au sol. Ceci permet non seulement d'alléger la notation, mais distingue aussi le carbone dans le modèle biologique de celui dans le modèle économique. Ce dernier est celui considéré, et vraisemblablement mesuré, par le gérant

11. Nous le ferons lors de notre analyse numérique dans le chapitre 3.

comme ayant atteint l'état stationnaire $\bar{K}_e(T)$.¹²

2.4.4 Valeur totale du peuplement

Les suppositions suivantes seront faites pour le modèle :

- Les prix du bois et de la réduction permanente d'une tonne de carbone restent fixes.
- La gestion se fait à grande échelle, donc le niveau total de carbone dans le terrain équivaut à la moyenne de carbone d'un seul peuplement.
- L'état stationnaire que le niveau moyen de carbone du sol va atteindre dépend de la décision de coupe.
- Un loyer de carbone est payé sur le changement de niveau moyen de carbone, ou sur la différence entre le niveau initial¹³ et le niveau à l'état stationnaire, lorsque celui-ci est atteint.

Nous pouvons limiter dans un premier temps notre analyse à une gestion de forêt inéquienne à grande échelle, avec T classes d'âge, et donc un niveau global de carbone dans le sol égal à la moyenne de carbone d'une seule rotation. Cette moyenne évolue vers un nouvel état stationnaire selon les conditions initiales. La société profite donc de cette augmentation, ou subit cette baisse selon le cas.

La valeur d'une rotation, en prenant le modèle de location de carbone¹⁴, devient donc :

$$V_1(T) = PY_T e^{-rT} - C + e^{-rT} (1 - \lambda) \frac{Z}{r} \rho Y_T + \int_0^T e^{-rt} Z q_t^b dt + \int_0^T e^{-rt} \frac{z^s K_t}{1 - e^{-r}} dt \quad (2.20)$$

12. Par exemple, $\epsilon = 1$ impliquerait qu'une fraction de tonne ne peut être louée et donc n'aura pas de valeur pour le gérant.

13. Nous pouvons prendre des cas de base différents pour mesurer le carbone séquestré depuis le début de la gestion : reforestation, conversion de terrains agricoles ou appauvris, changement d'espèces ou de type de gestion. À chaque cas correspondra un niveau initial de carbone.

14. Donc où z^s est le loyer payé chaque année pour une tonne séquestrée dans le sol.

où T est le temps de rotation optimal du peuplement, Z la valeur sociale d'une réduction permanente d'une unité de carbone dans l'atmosphère, z^s celle d'une réduction temporaire par le sol, et r le taux d'intérêt. K_t représente le changement total du niveau moyen de carbone depuis le début de la gestion jusqu'au temps t , et dont la trajectoire dépend du choix de temps de rotation. Ceci permet de modéliser le fait que le gérant reçoit la location d'une tonne de carbone tant qu'elle est séquestrée et les loyers s'accumulent tant que la moyenne augmente.

Les deux premiers termes de cette fonction correspondent à ceux dans la fonction classique de foresterie, à savoir les revenus PY_T , actualisés, de récolte moins les coûts C de régénération en début de rotation. Les deux termes suivants sont ceux ajoutés par Ariste et Lasserre (2001), à savoir la valeur actualisée du carbone emmagasiné dans le bois déduit de la perte écologique due à la libération d'une partie λ lors de l'utilisation du bois. Le dernier terme tient compte de la valeur actualisée des revenus futurs du loyer carbone pour l'augmentation niveau de carbone du sol en fin de rotation. Chaque paiement commence lorsque l'augmentation du niveau moyen se fait et continue tant que ce niveau n'en redescend pas. Chaque tonne de carbone séquestrée a une valeur actuelle nette (VAN) lorsque le niveau est atteint. Cette VAN est ensuite actualisée par rapport à l'année où ce niveau est atteint.

Le système de paiements retenu est important pour la valeur du carbone du sol. Dans notre cas, le loyer pour l'augmentation, lors d'une année quelconque, du niveau moyen de carbone du sol est payée aux taux de z^s (\$ par an) pour toute la durée du contrat de location. Ainsi, l'augmentation durant la première année sera payée tant que le niveau moyen est maintenu plus élevé. Nous aurons une valeur actualisée, au taux d'intérêt r , de l'augmentation d'une année de $\frac{z^s}{1 - e^{-r}} \frac{dK_t}{dt}$. Cette valeur est ensuite actualisée (e^{-rt}) pour tenir compte de l'année de l'augmentation.

En prenant en compte les rotations futures nous aurons donc :

$$V(T) = \sum_{\omega=0}^{\infty} e^{-\omega r T} \left[P Y_T e^{-r T} - C + e^{-r T} (1 - \lambda) \frac{Z}{r} \rho Y_T + \int_0^T e^{-r t} Z q_t^b dt \right] + \int_0^{ES} e^{-r t} \frac{z^s K_t(T)}{1 - e^{-r}} dt \quad (2.21)$$

où ω est l'indice des rotations après la première (Ariste et Lasserre, 2001). ES est le temps, après le début $t = 0$ d'une nouvelle méthode de gestion, auquel le nouvel état stationnaire est considéré comme ayant été atteint. Nous pourrions séparer cette fonction en deux parties, la première étant l'homologue de la fonction de gestion d'Ariste et Lasserre, et la deuxième correspondant à la valeur de l'augmentation totale du niveau moyen de carbone du sol du début de la gestion jusqu'au nouvel état stationnaire :

$$V(T) = \frac{1}{1 - e^{-r T}} V_1^a(T) + \int_0^{ES} e^{-r t} \frac{z^s K_t(T)}{1 - e^{-r}} dt = \frac{1}{1 - e^{-r T}} V_1^a(T) + \int_0^{ES} e^{-r t} \frac{z^s}{1 - e^{-r}} (1 - e^{-k^s t}) \bar{K}_e(T) dt \quad (2.22)$$

où $V_1^a(T)$ est la valeur, invariable car prix fixes, d'une rotation prenant en compte le carbone emmagasiné dans les arbres. \bar{K}_e est l'augmentation (ou diminution) de carbone moyen dans le sol au nouvel état stationnaire. D'un côté, nous avons la valeur du bois marchand et du carbone emmagasiné par celui-ci pendant toutes les rotations futures. De l'autre côté nous avons la valeur de l'augmentation du niveau moyen de carbone dans le sol.

Le changement (augmentation ou diminution) de ce niveau sera de moins en moins important à chaque rotation jusqu'à atteindre le nouvel état stationnaire (ou de s'en rapprocher à moins de ϵ). Ce changement ne peut donc pas être inclus dans la partie de la valeur issue de la biomasse aérienne qui reste fixe pour le même âge de coupe T . Le niveau moyen de carbone se rapproche de l'équilibre assez rapidement, atteignant souvent plus de 50% de son état stationnaire après la première rotation (Dewar et Cannell, 1992).

Les pratiques forestières négligeant l'aspect du sol vont réduire le carbone contenu dans celui-ci et donc la valeur économique du terrain. L'abandon de la foresterie après récolte produit une chute importante du niveau de carbone dans le sol et diminue la valeur économique d'un terrain. Voulant ici étudier une gestion de forêt dans le cadre de volonté plus générale de réduction des gaz à effet de serre, notamment le CO_2 , nous posons une valeur alternative nettement inférieure et l'ignorons, d'autant plus qu'elle réduira le niveau moyen de carbone du sol et la valeur du loyer.

2.4.5 Décision de coupe

Nous avons modélisé plusieurs variables dans la gestion, dont l'âge de coupe T est l'élément essentiel apparaissant dans la littérature en foresterie. Nous optons cependant pour une optimisation uniquement par rapport à T pour ne pas rendre le travail trop complexe. La plupart des variables ont un effet sur la rétention de CO_2 et donc la valeur du peuplement. Le gérant peut donc établir des temps de rotation optimaux pour différents scénarios de gestion étant bien entendu que la question des coûts et bénéfices de la transition d'un équilibre stationnaire à l'autre n'est pas traitée ici.

En dérivant¹⁵ l'équation de valeur de toutes les rotations futures par rapport à T et l'égalisant à 0, nous avons la condition de premier ordre pour trouver le temps de rotation optimal adapté de Ariste et Lasserre (2001) :

$$\left(\frac{1}{1 - e^{-rT}} \right) \frac{dV_1^a}{dT} - \left(\frac{re^{-rT}}{1 - e^{-rT}} \right) V_1^a + \left[\frac{z^s}{1 - e^{-r}} \int_0^{ES} e^{-rt}(1 - e^{-k^s t}) dt \right] \frac{d\bar{K}_e(T)}{dT} = 0 \quad (2.23)$$

Enfin la décision de gestion devient :

$$\left(\frac{1}{1 - e^{-rT}} \right) \frac{dV_1^a}{dT} + \left[\frac{z^s}{1 - e^{-r}} \int_0^{ES} e^{-rt}(1 - e^{-k^s t}) dt \right] \frac{d\bar{K}_e(T)}{dT} = \frac{re^{-rT}}{1 - e^{-rT}} V_1^a$$

15. Voir annexe 3 pour la dérivation de les conditions de premier et deuxième ordre.

N'ayant pas de valeur fixe pour chaque rotation comme dans le modèle de Faustmann ou celui de Ariste et Lasserre, cette condition dépend de toutes les rotations futures, et de l'évolution du carbone dans le sol vers son état stationnaire.

Le côté gauche de l'équation représente l'augmentation de la valeur du peuplement, sur toutes les rotations, lorsque l'on retarde la récolte d'une période (une année dans ce cas). Il est composé de l'augmentation de la valeur du peuplement, incluant le carbone aérien, ainsi que celle de l'augmentation du loyer permanent pour le carbone au sol, et de l'autre la valeur de ce qui aurait pu être réinvestir au taux d'intérêt r en récoltant avant.

En prenant en compte le carbone du sol dans la décision, retarder la récolte augmente le niveau moyen de ce carbone à l'état stationnaire, étant donné l'équation 2.12. L'augmentation plus rapide lors des premières rotations vue lors de l'analyse de la trajectoire du niveau moyen de carbone équivaut à un bénéfice (recette) plus élevé en début de gestion. Ce niveau d'équilibre ne peut être maintenu qu'en gardant la même gestion à travers les rotations. Une diminution ultérieure du temps de rotation se traduira par un niveau de carbone plus bas à l'état stationnaire (aussi selon l'équation 2.12), et donc par une annulation d'une partie de la location du carbone du sol¹⁶. Intuitivement, nous pouvons penser que l'âge de coupe sera retardé quand le carbone du sol est pris en compte. Le gérant voudra toujours profiter plus souvent de paiements en fin de rotation, mais s'il coupe trop tôt, le niveau de carbone du sol, et donc les paiements pour celui-ci, ne seront pas aussi importants. Nous verrons plus précisément l'effet sur l'âge optimal de coupe lors de notre analyse numérique dans le chapitre suivant (section 3.3).

16. Par exemple, si le changement de l'âge de récolte diminue de $10\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ le niveau moyen de carbone du sol à l'état stationnaire, le gérant recevra

CHAPITRE III

ANALYSE NUMÉRIQUE

3.1 Programme pour simulations

Pour les résultats numériques, nous avons utilisé le programme statistique R^{1 2}. Le code utilisé pour les simulations se trouve en annexe (appendice 3).

Une première partie du code permet d'établir les paramètres de base du modèle, tels ceux de la croissance de l'arbre ou de la décomposition du carbone dans chaque compartiment (litière et sol). Ensuite, nous avons formulé les fonctions de carbone dans chaque compartiment du modèle (biomasse aérienne, litière et sol). Chaque fonction contient un vecteur de temps t permettant de donner une valeur de quantité de carbone dans chaque compartiment à chaque année. Elles dépendent aussi des différentes variables que le décideur peut modifier à travers le choix de gestion.

Une deuxième section contient le code pour calculer les équilibres de carbone dans la litière et dans le sol qui sont soulignés dans le chapitre précédent. Chaque fonction dépend des paramètres modifiés par la gestion et pertinents à chaque compartiment. La fonction pour l'équilibre du carbone au sol est présente sous deux formes. La première calcule le niveau de carbone au sol au nouvel état stationnaire, tandis que la deuxième

1. <http://www.r-project.org/>

2. Bien qu'il s'agisse principalement d'un programme statistique, nous pouvons l'utiliser pour effectuer des calculs numériques de fonctions mathématiques en utilisant un espace de temps donné. De plus, c'est le programme où nous sommes le plus compétents.

calcule le changement entre l'ancien et le nouvel état stationnaire³.

Dans la troisième section nous introduisons la valeur du peuplement selon les trois modèles comparés : Le modèle classique de foresterie, le modèle de Ariste et Lasserre (2001) prenant en compte le carbone séquestré dans les arbres, ainsi que le modèle avec location du carbone dans le sol. Nous calculons ensuite l'âge optimal de coupe T^* pour plusieurs prix du bois et plusieurs prix d'une tonne de carbone séquestrée. Les tableaux des âges optimaux sont réalisés dans cette section.

Enfin, la dernière section sert à produire les graphiques qui suivent dans ce chapitre. Nous utilisons ce modèle programmé pour simuler d'abord l'effet de changements dans les pratiques de gestion du peuplement sur l'équilibre de carbone pour les comparer aux effets recensés dans la littérature. Ensuite, nous calculons numériquement la solution pour l'âge de coupe optimal lorsque l'on prend en compte la location du sol et la comparons au modèle de Ariste et Lasserre (2001).

3.2 Niveau moyen de carbone du sol et paramètres de gestion

Voyons quelques graphiques pour voir les effets des différents paramètres sur le niveau de carbone dans le peuplement, aussi bien dans la biomasse aérienne que souterraine. La plupart des auteurs sont d'accord pour dire que c'est le temps de rotation avant tout qui détermine ce niveau (Johnson et Durtis, 2001 ; Bateman et Lovett, 2000). Un temps de rotation trop court peut même diminuer le niveau de carbone au sol, si le niveau initial de celui-ci est assez élevé. Le passage d'une forêt sans récolte à l'agroforesterie en est un exemple. Avec nos paramètres de gestion de base⁴, le niveau de carbone moyen dans le sol augmente d'environ (donc \bar{K}_e est égal à) 6 Mg.ha⁻¹ lorsque l'on passe d'une gestion avec des rotations de 50 ans à 55 ans. Ceci représente une valeur supplémentaire de

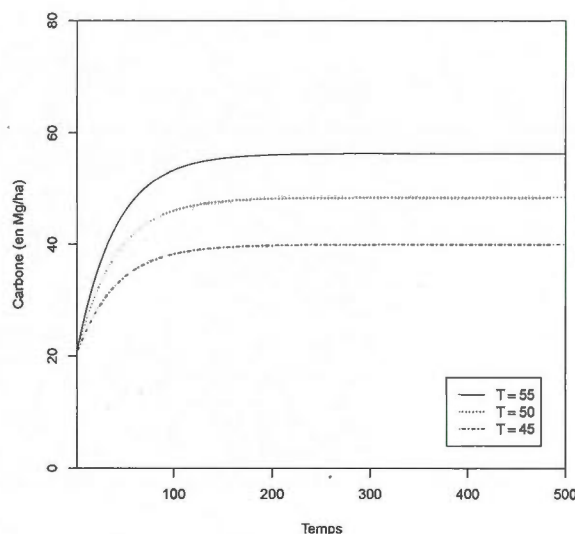
3. Ce que nous avons appelé $\bar{K}_e(T)$ au chapitre précédent.

4. Ci-après, nous considérons les paramètres de gestion de base comme étant $\alpha = 0,9$, $\gamma = 0,3$, $T = 50ans$, $k^{s,1} = 0.024$, $k^{s,2} = \frac{1}{750}$, $f_r = 0.7$. Les graphiques supposent une valeur initiale de carbone de 20Mg.ha⁻¹.

300\$ par hectare pour un prix du carbone de 50\$ par tonne. Dans le cas d'une quantité initiale élevée de carbone au sol, le niveau à l'équilibre peut même baisser pour une quantité initiale de $70\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ et une rotation de 40 ans. Ceci peut arriver quand on introduit l'agroforesterie avec une espèce d'arbre à croissance rapide sur un terrain qui était composé d'une forêt secondaire et peu exploitée auparavant.

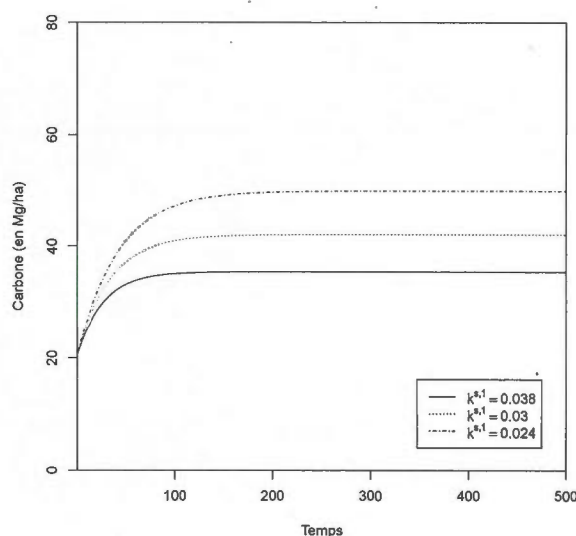
L'augmentation ou baisse de la quantité moyenne de carbone dans le sol est fonction de l'état initial du terrain. La mise en œuvre de foresterie sur des terrains précédemment agricoles devient ainsi très intéressante dans l'ensemble régional pour son grand potentiel de réduction de GES. Le reboisement (*afforestation*) apparaît comme une des méthodes principales et efficaces pour capturer le CO_2 (Sohngen et Mendelsohn, 2003 ; Bateman et Lovett, 2000 ; Lal, 2004). Selon ces auteurs, les terres agricoles ne contiennent qu'entre 5 et $10\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de carbone et consacrer juste une partie de celles-ci au reboisement serait efficace pour la réduction d'émissions. Ainsi, dans nos simulations du temps de rotation optimal nous prenons ce cas de base, c'est-à-dire le début de l'agroforesterie sur un terrain agricole contenant $10\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en moyenne de carbone dans le sol. Le nouvel équilibre de carbone au sol s'établira ainsi à environ $47\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ avec une rotation de 50 ans.

Figure 3.1 Carbone moyen du sol en fonction de T



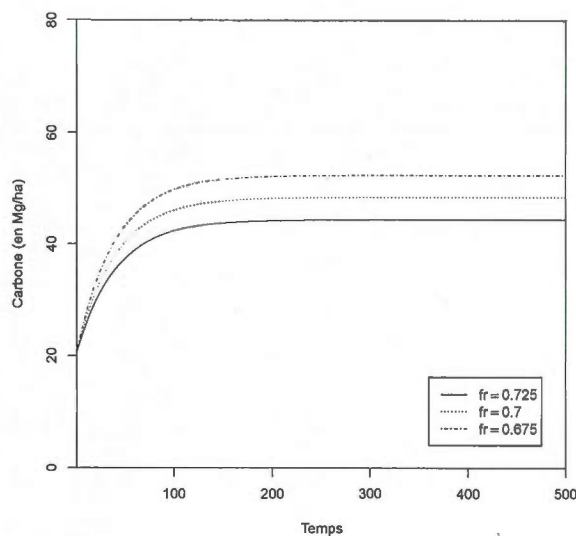
Un deuxième paramètre de gestion important est le taux de décomposition ou de renouvellement du sol. Dans ses activités de gestion, le décideur influence surtout le réservoir 'rapide' de carbone. Le réservoir lent est plus constant, d'où l'appellation *stable pool*, et se trouve plus en profondeur. La chaleur et l'humidité, facteurs déterminant les taux de décomposition du carbone, vont donc avoir moins d'effet sur ce réservoir lent. Nous pouvons voir dans le graphique suivant qu'une augmentation du taux de décomposition de $k^{s,1} = 0,3$ à $k^{s,1} = 0,38$ diminue le niveau moyen de carbone dans le sol à l'équilibre d'environ $7\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Les auteurs estiment un changement semblable résultant de différentes méthodes de gestion (Johnson, 1992 ; Jandl *et al.*, 2007). On peut aussi observer ce changement pour une augmentation de la température moyenne de 1°C , découlant d'une exposition plus longue au soleil à chaque rotation, ou bien pour une irrigation plus intensive.

Figure 3.2 Carbone moyen du sol en fonction de k_1^s



La préparation du terrain change non seulement ce taux de renouvellement, mais aussi la respiration directe de la litière f_r . Nous avons vu que f_r peut correspondre aussi bien à la respiration de la litière qu'à l'érosion du sol puisque c'est une perte de carbone directe entre la litière et le sol. Une augmentation de 0,025 contribue à diminuer le carbone moyen de carbone dans le sol d'environ $5\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ceci pourrait découler d'une préparation du terrain nécessitant des machines lourdes et endommageant le sol par exemple. Nos simulations s'approchent à nouveau des estimations d'auteurs étudiant l'effet de la gestion sur le carbone du sol (Johnson et Curtis, 2001 ; Bolker, Pakala et Parton, 1998 ; Sohngen, Mendehilson et Sedjo, 1999).

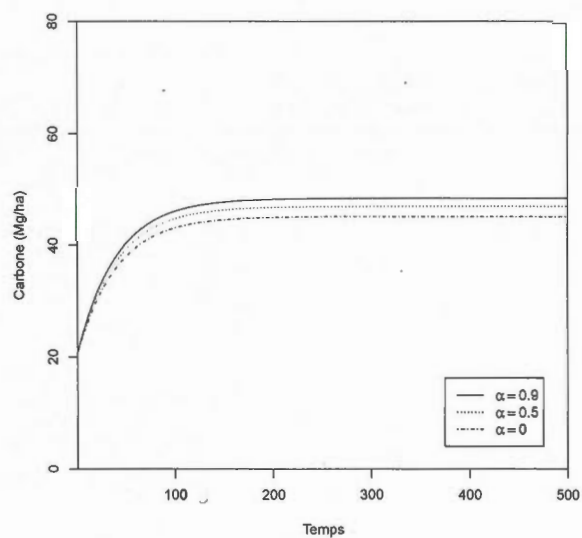
Figure 3.3 Carbone moyen du sol en fonction de f_r



La proportion de rémanents laissés lors de la récolte est un autres des paramètres que l'on a vu qui peut modifier l'état stationnaire du carbone dans le sol. C'est en effet ce stock ajouté en fin de rotation qui compose, avec la mortalité naturelle, la litière qui finira éventuellement dans le sol en tant que carbone. Ci-dessous nous avons simulé deux cas extrêmes⁵, $\alpha = 0.9$ et $\alpha = 0$, et celui intermédiaire de $\alpha = 0.5$. L'impact est moins considérable étant donné que ce carbone n'est pas la partie principale de la litière et que la respiration naturelle de la litière élimine une partie de cette litière avant d'arriver au sol. En passant d'une valeur extrême à l'autre nous n'augmentons le niveau moyen de carbone que d'environ $3,5\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$

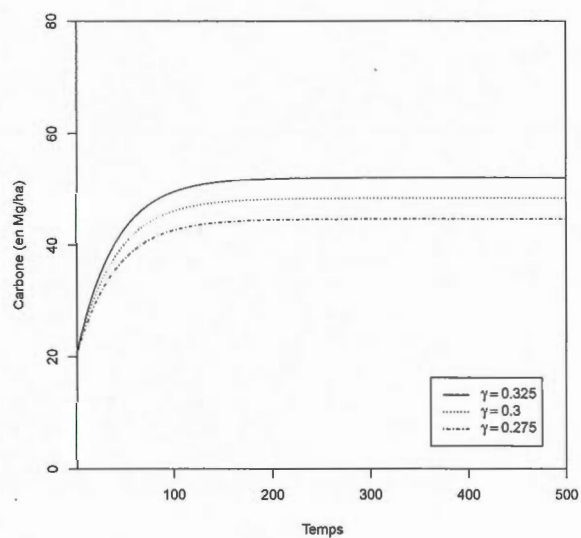
5. En supposant que même si l'on veut laisser les rémanents, il y aura toujours une petite partie enlevée lors de la préparation du terrain pour une nouvelle rotation.

Figure 3.4 Carbone moyen du sol en fonction de α



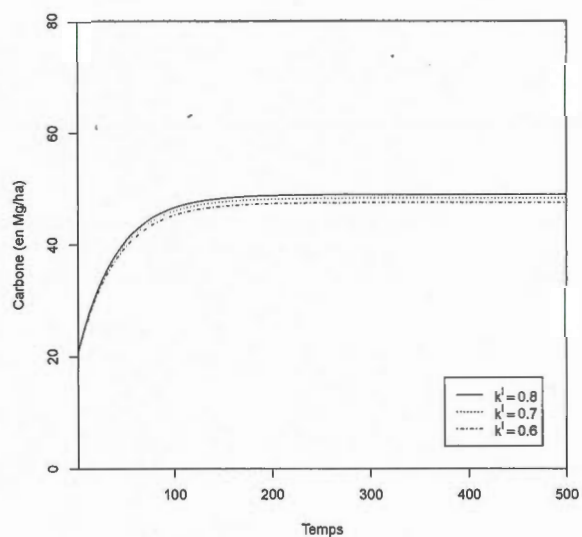
La gestion du peuplement peut aussi influencer la mortalité naturelle γ . Nous avons vu que les éclaircies peuvent ajouter de la litière au sol, bien que de façon moins continue que la chute naturelle de feuilles, tiges et racines. Selon notre modèle, le passage de cette mortalité de 0,3 à 0,325 augmente le niveau de carbone au sol d'environ $4\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Une telle hausse de la mortalité équivaut à une augmentation de la litière au sol découlant d'éclaircies 'par le haut' tous les 5 ans (Jobbágy et Jackson, 2000).

Figure 3.5 Carbone moyen du sol en fonction de γ



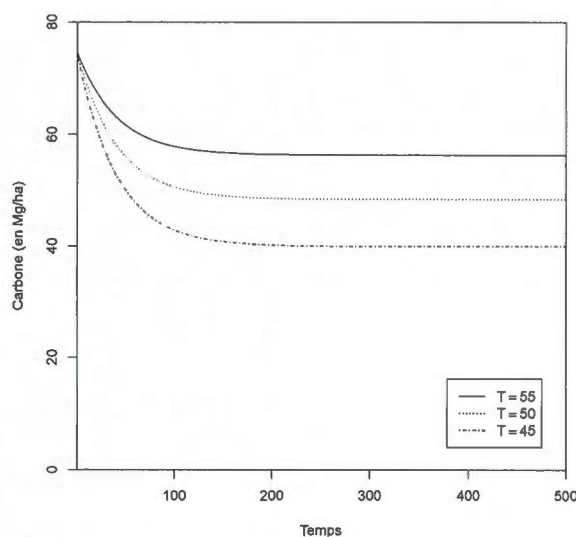
Enfin, le taux de décomposition de la litière influence quelque peu le niveau moyen de carbone au sol. Ce taux ayant un effet inverse sur le niveau de carbone sur la litière, il est peu ressenti quant au carbone du sol.

Figure 3.6 Carbone moyen du sol en fonction de k^l



Lorsque le niveau de carbone du sol est élevé, si le terrain est une forêt primaire par exemple, nous allons plutôt voir une diminution du niveau moyen de carbone dans le sol. Par exemple, pour un niveau initial de carbone du sol de $70\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ et nos paramètres de base nous observons l'évolution suivante pour différents temps de rotation :

Figure 3.7 Carbone moyen du sol en fonction de T (carbone initial élevé)



Enfin, nous voyons que la plupart des paramètres de gestion auront un impact sur le niveau moyen de carbone à l'état stationnaire. Cependant, le plus influençable par le décideur, et un des plus importants quand au niveau de carbone à l'état stationnaire, reste l'âge de coupe T . Celui-ci sera l'élément clé dans la décision de gestion, alors que les autres paramètres pourraient plutôt être considérés dans un contexte de méthodes de gestion préconisées au niveau régional ou politique pour stimuler le niveau de carbone à l'agrégé.

3.3 Temps optimal de rotation

Ariste et Lasserre (2001) démontrent que la prise en compte du carbone dans la biomasse aérienne augmente non seulement la valeur du terrain, mais aussi le temps optimal de rotation. Celui-ci est d'autant plus augmenté que le carbone emmagasiné est libéré après récolte (λ se rapproche de 1) étant donné que le décideur veut tirer profit des dividendes annuels le plus possible avant de récolter. L'effet net quant au carbone dans

l'atmosphère s'annule lors de la récolte puisque ce carbone emmagasiné sera libéré très rapidement. Quand le carbone n'est pas libéré, le décideur profite de la croissance la plus rapide et coupe plus tôt. C'est pour ceci qu'au tableau 3.2 l'âge de coupe diminue considérablement pour une valeur du carbone plus élevée. La valeur du carbone emmagasiné est lié à la biomasse aérienne, et il n'y a pas de perte de valeur lors de la récolte (carbone non libéré). Dans le cas du loyer de carbone cependant, si le décideur coupe trop tôt, la valeur du carbone du sol diminuera considérablement. Il retarde donc la coupe même si la valeur Z du carbone séquestré augmente.

Cette réduction de T est atténué si on prend en compte le carbone dans le sol. Ce carbone ne peut pas subir une libération "immédiate" lors de la récolte, et ne dépend donc pas de l'usage final du bois, permettant de retenir une valeur de séquestration indépendamment de λ . Lorsque le carbone n'est pas libéré immédiatement après récolte le décideur doit maintenant prendre en compte la baisse du niveau moyen de carbone du sol à l'état stationnaire si il coupe trop tôt. Il va chercher à couper lorsque la croissance est plus rapide, tout en essayant de maintenir un niveau de carbone du sol adéquat. L'âge de coupe sera donc plus élevé que pour les deux cas du modèle d'Ariste et Lasserre ($\lambda = 1$ et $\lambda = 0$), mais restera inférieur au cas avec loyer du carbone et $\lambda = 1$ étant donné qu'il veut profiter de bénéfices plus élevés de la location de carbone. Cependant, lorsque le carbone emmagasiné est libéré immédiatement après coupe, la prise en compte du carbone au sol influera moins l'âge optimal de coupe, étant donné que le décideur retarde déjà considérablement la récolte.

Ci-dessous, nous calculons l'âge optimal de coupe T pour plusieurs prix du bois P et de la tonne permanente de carbone Z dans le modèle de Ariste et Lasserre et dans le notre⁶. Dans ces tableaux nous voyons les âges de coupe optimaux lorsque pour le modèle de Ariste et pour celui avec location du carbone au sol pour deux cas de libération du

6. Nous prenons initialement un taux d'intérêt $r = 4\%$ et un taux d'intérêt sur le capital carbone $r_c = 2\%$.

carbone emmagasiné dans le bois marchand ($\lambda = 0$ et $\lambda = 1$)⁷. La première colonne représente les ages optimaux selon le modèle de Faustmann classique (prix du carbone $Z = 0$). En absence de coûts de régénération et de récolte, l'age optimal de Faustmann ne dépend pas du prix du bois. Lorsque ces coûts sont présents, l'augmentation du prix du bois fait diminuer le temps de rotation puisque le décideur peut encourir ces coûts plus fréquemment. Cet effet du prix du bois est aussi présent lorsque le carbone est pris en compte, mais il sera moins fort que chez Faustmann.

Tableau 3.1 Temps optimal de rotation avec location du carbone du sol ($\lambda = 0$)

		Prix du carbone Z (\$/tonne)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Prix du bois (\$/m ³)	10	54	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56
	20	44	54	55	55	55	55	55	55	55	55	55
	35	41	52	54	54	55	55	55	55	55	55	55
	50	39	51	53	54	54	54	55	55	55	55	55
	70	38	49	52	53	53	54	54	54	54	55	55
	100	38	47	50	52	52	53	53	54	54	54	54
	200	37	44	47	49	50	51	51	52	52	53	53
	499	36	40	43	44	46	47	48	48	49	49	50

Tableau 3.2 Temps optimal de rotation selon le modèle de Ariste ($\lambda = 0$)

		Prix du carbone Z (\$ par tonne)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Prix du bois (\$/m ³)	10	54	38	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	20	44	38	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	35	41	38	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	50	39	38	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	70	38	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	100	38	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	200	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37
	499	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	37

7. Nous prenons les mêmes vecteurs de valeurs du prix du bois (rangées) et du carbone (colonnes) que Ariste et Lasserre (2001).

Tableau 3.3 Temps optimal de rotation avec location du carbone du sol ($\lambda = 1$)

		Prix du carbone Z (\$ par tonne)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Prix du bois (\$/m ³)	10	54	56	56	56	56	56	56	56	56	56	56
	20	44	55	55	56	56	56	56	56	56	56	56
	35	41	53	54	55	55	56	56	56	56	56	56
	50	39	51	53	54	55	55	55	55	56	56	56
	70	38	49	52	53	54	54	55	55	55	55	55
	100	38	48	51	52	53	54	54	54	54	55	55
	200	37	44	47	49	50	51	52	52	53	53	53
	499	36	40	43	44	46	47	48	49	49	50	50

Tableau 3.4 Temps optimal de rotation selon le modèle de Ariste ($\lambda = 1$)

		Prix du carbone Z (\$ par tonne)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Prix du bois (\$/m ³)	10	54	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
	20	44	47	48	49	50	50	51	51	52	52	52
	35	41	43	44	45	46	47	47	48	48	49	49
	50	39	41	42	43	44	45	45	46	46	47	47
	70	38	39	40	41	42	43	43	44	44	45	45
	100	38	38	39	40	41	41	42	42	43	43	43
	200	37	37	38	38	38	39	39	39	40	40	40
	499	36	36	37	37	37	37	37	37	38	38	38

Quand on prend en compte la location de carbone, l'âge optimal augmente rapidement dès que la séquestration à une valeur ($Z > 0$). Ceci découle de deux caractéristiques du carbone du sol. D'abord, le sol, nous l'avons vu, constitue un des plus importants réservoirs de carbone de la biomasse dans une forêt, bien plus que le carbone dans le bois. L'effet positif du carbone au sol aura donc un impact plus grand que celui du carbone dans la biomasse aérienne. L'âge de coupe augmente plus que dans le cas du modèle de Ariste et Lasserre (2001), et ce même à des prix du carbone élevés. Ensuite, l'âge de coupe a un effet considérable sur le niveau moyen de carbone à l'état stationnaire. Dès que le carbone a une valeur, le décideur doit augmenter T assez pour profiter de

la valeur de location du carbone (le loyer de carbone). C'est pour cela que T augmente abruptement au début, plutôt que juste progressivement comme dans le cas du modèle sans carbone du sol. Si l'on tient compte de la valeur du carbone au sol et des bénéfices écologiques correspondants, il est donc approprié d'augmenter l'âge de coupe même si le prix du carbone n'est pas très élevé.

Lorsque le carbone initial dans le sol est élevé⁸, le décideur subit une perte si le niveau du l'état stationnaire diminue⁹. Dans ce cas il cherchera à maximiser la valeur du bois marchand et du carbone emmagasiné par celui-ci, tout en limitant la perte de carbone dans le sol. On voit dans les tableaux suivants l'âge optimal de coupe avec un niveau initial de carbone dans le de $70\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Le changement net de l'âge de coupe reste petit à cause du double effet sur la décision de gestion.

Tableau 3.5 Temps optimal de rotation avec carbone initial élevé ($\lambda = 0$)

		Prix du carbone Z (\$ par tonne)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Prix du bois (\$/m ³)	10	54	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57
	20	44	55	56	56	56	56	56	56	56	56	57
	35	41	53	54	55	56	56	56	56	56	56	56
	50	39	51	53	54	55	55	55	56	56	56	56
	70	38	50	52	53	54	55	55	55	55	55	56
	100	38	48	51	52	53	54	54	54	55	55	55
	200	37	44	47	49	50	51	52	53	53	53	54
	499	36	40	43	45	46	47	48	49	49	50	50

8. Par exemple, si le terrain était constitué de forêt secondaire où l'on ne récoltait que de temps en temps certains arbres.

9. Ici il est plutôt question d'une perte pour la société due à la baisse du niveau moyen de carbone séquestré dans le sol. Au niveau privé, le décideur en foresterie ne prendra pas en compte cette externalité négative sur le carbone du sol, à moins d'une intervention du régulateur. Dans ce cas nous retombons simplement dans le modèle d'Ariste et Lasserre (2001) où l'on tire profit uniquement du carbone séquestré dans la biomasse aérienne.

Tableau 3.6 Temps optimal de rotation avec carbone initial élevé ($\lambda = 1$)

		Prix du carbone Z (\$ par tonne)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Prix du bois (\$/m ³)	10	54	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57
	20	44	55	56	56	56	56	56	56	56	56	57
	35	41	53	54	55	56	56	56	56	56	56	56
	50	39	51	53	54	55	55	55	56	56	56	56
	70	38	50	52	53	54	55	55	55	55	55	56
	100	38	48	51	52	53	54	54	54	55	55	55
	200	37	44	47	49	50	51	52	53	53	53	54
	499	36	40	43	45	46	47	48	49	49	50	50

En termes de bénéfices économiques, l'ajout du carbone du sol à la fonction de décision représente une augmentation de la valeur actualisée du peuplement seulement si le niveau de carbone initial est inférieur à celui du nouvel état stationnaire. Lorsque le prix du carbone est de 30\$ par tonne, le taux d'intérêt est 4%, et le rendement du carbone sur le marché est 2%, la valeur d'une augmentation totale du niveau moyen de carbone du sol de 60Mg.ha⁻¹ est de 354\$ par hectare. La conversion de terrain agricoles dégradés ou abandonnés en gestion de forêt devient ainsi la méthode de séquestration de carbone la plus attrayante.

CHAPITRE IV

PROMOUVOIR LA SÉQUESTRATION DE CARBONE EN FORESTERIE

4.1 Bonnes pratiques en foresterie

Ariste et Lasserre (2001) soulignent quelques-unes des actions possibles pour promouvoir la séquestration du carbone dans la biomasse aérienne et que l'on aimerait reprendre ici. D'abord, il faut soutenir le maintien du carbone verrouillé dans les produits de la récolte. Cette mesure ne s'applique pas facilement au carbone du sol mais peut s'étendre à des pratiques qui contribuent au maintien du carbone séquestré dans les rémanents de la récolte et de l'entretien. Ces rémanents, lorsqu'ils sont enlevés, servent souvent en tant que combustible, libérant le carbone immédiatement. Le décideur taxé pour une mauvaise utilisation des rémanents serait enclin à les laisser sur place. Dans le cas d'un décideur publique, la valeur sociale des rémanents le pousserait à les laisser de toute façon. Ces rémanents vont contribuer non seulement à augmenter le niveau moyen de carbone de la litière, mais aussi à établir un microclimat au sol avec des taux plus bas de décomposition du carbone.

Il faudrait ensuite investir d'avantage dans la lutte contre les feux de forêts. Cette politique s'applique parfaitement dans le cas du carbone du sol puisque le feu libère non seulement le carbone dans la biomasse aérienne, mais celui dans le sol aussi. De plus, la régénération du carbone du sol se fait plus lentement suite à un feu, surtout si ce dernier fut très intense. Cette politique peut s'étendre au niveau des méthodes de préparation par brûlis des terres pour de nouveaux peuplements. Ces méthodes,

peux coûteuses et pratiquées amplement dans les pays en développement (Fearnside et Barbosa, 1998), ont un impact négatif sur le niveau moyen de carbone au sol (Johnson, 1992). La préparation sans brûlis peut être incluse dans des pratiques recommandés, voire obligatoires, de foresterie que nous verrons un peu plus loin.

La troisième mesure de Ariste et Lasserre, soit la priorité en foresterie donnée aux espèces à forte croissance dans les programmes de reboisement, n'est pas aussi adaptée dans le cas du sol. Les espèces tropicales ont tendance à avoir des âges optimaux de coupe trop bas pour maintenir un niveau élevé de carbone du sol. Cependant, pour une même espèce, un rendement (*Yield Class*) plus élevé signifie une augmentation du niveau de carbone du sol (Dewar et Cannell, 1992), malgré des rotations plus courtes, et particulièrement si les rémanents de la récolte sont laissés sur place.

Lors de reforestation, l'espèce d'arbre est importante vis-à-vis du carbone stocké au sol (Bateman et Lovett, 2000). Dans notre cas, la location de carbone du sol ferait en sorte qu'il est plus profitable d'établir des espèces favorisant un niveau élevé de carbone du sol à l'état stationnaire. De plus, les politiques de reforestation devraient plutôt viser les terres où le sol est dégradé¹ car ce sont elles qui ont le plus grand potentiel de séquestration au niveau mondial.

Un autre volet de mode d'action sur la foresterie consisterait à établir, voire subventionner, un groupe plus complet de pratiques recommandés. À part un taux minimum de rémanents laissés sur place, nous pourrions inclure des méthodes² :

- de nettoyage ou d'éclaircies favorisant une chute de litière, ainsi qu'une croissance du peuplement, plus élevés
- de préparation de terrain réduisant la perturbation sur le carbone du sol (pas de brûlis, peu de machines lourdes)
- de régénération naturelle plutôt qu'artificielle

1. Suite par exemple à l'abandon d'agriculture ou de foresterie après récolte.

2. Nous avons vu leurs effets en détail lors de notre discussion du modèle de carbone dans le sol.

- de foresterie avec plusieurs classes d'âge, surtout dispersées (rétention dispersée)
- de fertilisation et irrigation favorisant le maintien du carbone dans le sol

Toutes ces mesures devraient tendre vers un niveau plus élevé de carbone dans le sol à l'état stationnaire. Elles peuvent se traduire en obligations dans le cas de gestion publique par une tierce partie ou de gestion privée. Dans ce cas il faudra aussi établir des moyens de surveillance assez performants.

4.2 Mise en œuvre de la location du carbone

Dans notre modèle nous avons introduit l'idée de location de carbone. Ceci implique cependant une situation adaptée. D'abord se pose la question de la mesure du carbone, qui s'avère être difficile et souvent imprécise. Pour résoudre ce problème, les paiements peuvent se faire sur la base du niveau théorique de carbone du sol simulé par des outils performants de calcul informatique du carbone. On peut ensuite les compléter par des mesures empiriques de carbone à certains intervalles pour s'assurer de la justesse des paiements, ou plus généralement par des mesures ajustées au niveau régional pour établir le bien fondé des politiques visant le carbone du sol (Lal, 2004). Ces mesures sont cependant assez onéreuses et il faudra décider si leur coûts sont assumés par l'État, d'autres institutions, ou les gérants.

La location de carbone suppose aussi l'établissement d'un marché adéquat pour la location de carbone. Une telle approche consisterait à créer des banques de carbone pour la coordination entre prêteurs et emprunteurs tel que préconisé par Bigsby (2009). L'auteur fait une différence ici entre ces banques et le processus de *banking* présent sous le protocole de Kyoto. Le premier cherche à établir un marché analogue à celui du capital dans ce sens qu'il permet plutôt le paiement d'intérêt sur le capital, au lieu d'un achat de carbone. Il permet aussi de grouper les contrats au sein d'une institution pour faciliter l'échange et réduire le risque de non conformité. La banque pourrait ensuite être soumise à certaines règles de maintien de réserves pour contrer toute chute soudaine de réservoirs de carbone ou le retrait de contrats de location. Elle serait aussi financée à la manière des banques qui prêtent et empruntent à des taux différents.

Il faut aussi établir une bonne définition du carbone qui peut être loué. La question principale ici est celle de connaître la ligne de base pour calculer le changement dans le niveau moyen de carbone du sol. Les mécanismes de développement propre de l'ONU impliquent que des paiements pour un projet sont faits uniquement si la séquestration du carbone est plus élevée qu'elle ne l'aurait été sans ce projet. Dans le cas du carbone du sol nous pouvons prendre tout simplement le niveau initial de carbone comme ligne de base. En cas de conversion de terres, le projet implique une reforestation, avec une grande augmentation du niveau du carbone. Si le projet implique uniquement le passage vers un système de gestion plus durable du point de vue du sol, ce sera le niveau de carbone de l'ancien système qui est pris en tant que ligne de base. Dans ce cas, la location de carbone du sol suit donc bien les concepts de ligne de base car les paiements se font uniquement s'il y a bien augmentation du niveau moyen de carbone.

L'État doit donc mettre en place des marchés internes avec régulations et institutions spécifiques et mesures générales de réduction pour ensuite traiter avec la vision plus globale d'organismes tel l'ONU, ou avec des banques internationales de carbone, se rapprochant du système d'échange de carbone actuel. Il pourrait aussi adapter d'autres systèmes de paiements à la situation économique et politique locale. Par exemple, des crédits temporaires ou basés sur l'équivalence *ton-year* peuvent apparaître là où le système de banques de carbone n'est pas facilement applicable.

Enfin, une règle importante serait de forcer les gérants à souscrire au régime de location s'ils veulent aussi tirer profit de crédits pour la séquestration dans le bois marchand, ou bien de taxer toute libération du carbone du sol. En effet, si la gestion implique une baisse du niveau moyen de carbone du sol à l'équilibre, le gérant pourrait tout simplement ignorer le réservoir du sol. L'âge optimal de coupe reviendrait à celui plus bas du modèle d'Artiste et Lasserre. La perte de valeur sociale ne serait donc pas prise en compte.

4.3 La gestion à plus petite échelle.

Nous nous sommes tenus à la modélisation pour des projets à grande échelle car ceux-ci peuvent assurer un niveau moyen de carbone assez stable. Le gérant à petite échelle fait face au problème de la volatilité du niveau de carbone du sol dans son terrain au complet. Dans ce cas le risque est plus élevé et le gérant pourrait se voir refuser l'inclusion dans des mécanismes de crédits de carbone malgré une séquestration positive et de réels bénéfices à la société. Il faut donc trouver un moyen de valoriser les projets plus petits et soutenir ces gérants.

La location de carbone présente une avancée dans ce sens. En effet, le loyer peut être appliqué dans ce cas aussi puisque le nombre de tonnes louées diminuerait en début de rotation quand le niveau de carbone du sol diminue, pour ensuite augmenter jusqu'à la récolte suivante. Ce niveau augmenterait parfois au-dessus du niveau à l'état stationnaire puisque le carbone du sol dans un peuplement homogène oscille autour de la moyenne que l'on a vu dans notre modèle. Chaque année, le gérant peut ajouter ou retirer des contrats de location de la banque. En fait, Bigsby (2009) décrit même ce système comme étant à la base approprié pour le gérant à petite échelle. Cependant, cette approche implique des mesures du niveau de carbone du sol plus rapprochées dans le temps, voire annuelles, et donc plus coûteuses. Le système de location doit donc être soutenu par des méthodes d'assurance ou de surveillance adaptées.

On pourrait enfin établir des systèmes de partage de risque autres que celui inhérent au système de banque. Les petites propriétés peuvent être regroupées dans des coopératives qui vont ensuite louer le carbone total à une banque de carbone. Ce regroupement assurerait un revenu de location quel que soit le niveau actuel de carbone du sol dans une seule propriété tant que le niveau général reste peu changé. Les coopérants peuvent se mettre d'accord par exemple pour avoir des rotations décalées, simulant la gestion à grande échelle avec un niveau global égal à la moyenne. Dans le cas de foresterie déjà établie, l'on pourrait retarder ou avancer une récolte pour se calquer sur la demande de la coopérative. Après une seule rotation de chaque propriété la coopérative pourra

assurer un niveau stable de carbone pour dépôt dans une banque.

Toutes ces mesures serviraient donc à valoriser un des réservoirs de carbone les importants. Cette valorisation impliquerait non seulement la mise en œuvre de politiques et réglementations nationales, mais aussi, et surtout, la coordination entre pays et régions au sein d'institutions supranationales.

CONCLUSION

Dans ce travail nous avons cherché à discerner les externalités positives du sol des forêts et leur valeur. La bonne qualité du sol assure que la forêt, ainsi que le terrain lui-même, pourront être maintenus durablement. La diversité et la croissance de la forêt sont directement liées au sol ; le terrain ne peut être productif si le sol est trop dégradé. En plus de ces valeurs environnementales, les décideurs à tous niveaux cherchent de plus en plus à diminuer les gaz à effet de serre, notamment à travers la réduction de la concentration de carbone dans l'atmosphère. Nous voulions nous inscrire dans cette lignée en proposant un travail théorique pour valoriser le carbone dans la forêt, tout en restant abordable du point de vue biologique et économique pour pouvoir étudier les implications de cette valorisation et les effets de la gestion sur la capacité du sol à emmagasiner le carbone. Le réservoir de carbone du sol a un potentiel très grand pour la séquestration de CO₂, bien plus que les arbres et surtout dans le contexte de conversion de terres qui ont un sol dégradé. Pourtant, il est peu valorisé en réalité dans la gestion de forêts, notamment du côté de la gestion à des fins commerciales. Ainsi, il fut question d'inclure plus précisément le carbone du sol dans les différentes étapes de décision en foresterie.

Trois sujets importants apparaissent tout au long de ce travail. Le premier, plutôt sur un plan économique, est la gestion de forêt. Nous nous sommes concentrés sur la gestion à des fins commerciales comme méthode de base de gestion de forêt. La conversion de terres, reforestation ou conservation de forêts peuvent découler de variations de ce type de gestion. Le deuxième, plutôt du point de vue biologique, est le cycle de carbone dans la forêt et les interactions entre les différents réservoirs de ce cycle. Nous avons aussi vu l'impact de différentes perturbations lors de la gestion d'une forêt. Enfin, nous avons parlé de carbone dans un contexte plus général et économique. Dans ce cas, ce sont

principalement la séquestration du carbone et sa valeur qui ont été discutés et intégrés au modèle de gestion.

Un des principaux problèmes concernant le carbone du sol dans le cas de la gestion de forêt est sa variabilité due aux perturbations constantes. La récolte, la régénération, et l'entretien d'un peuplement impliquent l'extraction de carbone dans la biomasse aérienne et la modification des paramètres du cycle du carbone. Un autre problème qu'il a fallu résoudre est celui de la valeur du carbone et sa mesure. Du fait de sa variabilité et de la difficulté à le mesurer, le carbone du sol ne peut être valorisé de la même façon que celui des arbres. Enfin, le problème de non-permanence du carbone dans le sol, créant un risque plus élevé de non-conformité des projets de séquestration était à voir. Il faut trouver un système adéquat de paiements pour inciter le gérant à internaliser la valeur du sol et pour minimiser les risques de chaque partie dans le marché.

Nous voulions établir un modèle théorique de décision de coupe qui tiendrait donc compte du potentiel du sol pour diminuer le carbone dans l'atmosphère. Pour ce faire nous avons d'abord simplifié un modèle biologique du cycle de carbone dans les peuplements. Ce cycle contenait trois réservoirs principaux interagissant entre-eux et que le gérant pouvait influencer à travers les méthodes de foresterie et le temps optimal de rotation. De ce modèle découle un état stationnaire autour duquel oscille le niveau moyen de carbone du sol pour un peuplement équié. Pour la gestion de forêt à grande échelle le niveau moyen de carbone est celui théorique puisqu'on retrouverait des classes d'âge uniformément distribués en un nombre de parcelles égal au temps de rotation optimal. Ce niveau moyen de carbone a donc pu être utilisé pour étendre un modèle de décision qui prenait déjà en compte le carbone séquestré dans les arbres. Le modèle de base choisi a été celui d'Ariste et Lasserre (2001). Nous avons enfin utilisé la méthode de location de carbone pour attribuer une valeur à l'augmentation (où diminution dans certains cas) du niveau moyen de carbone à l'état stationnaire.

Nous voulions séparer le sol de la biomasse aérienne puisque la valeur du bois marchand et du carbone emmagasiné dans ce bois est plus facilement mesurable que le sol. En opérant ainsi il a été possible de résoudre en partie le problème de volatilité du niveau de carbone du sol en y appliquant méthodes de paiements, ou de valeur, différentes. De plus, la séquestration dans le bois reste constante à chaque rotation si le prix du bois est fixe. Cependant, le niveau moyen de carbone du sol atteint un état stationnaire après quelques rotations. C'est ainsi la différence entre cet état et celui en début de gestion qui a été choisie dans le modèle non seulement parce qu'elle représente effectivement la séquestration, mais aussi parce qu'elle est en accord avec la notion de ligne de base pour comparer des projets.

Dans notre analyse numérique nous avons d'abord vérifié l'effet de différentes méthodes de gestion sur le niveau de carbone à l'état stationnaire en utilisant des paramètres de base tirés de la littérature. Ceci a permis de confirmer le bon fonctionnement de notre modèle simplifié de cycle du carbone face aux conclusions d'études biologiques sur l'effet de la gestion de forêt sur le carbone du sol. Les niveaux simulés d'autour de $60 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de carbone du sol à l'état stationnaire se rapprochent aussi des mesures empiriques dans la littérature. Ensuite nous avons calculé la solution numérique du temps optimal de rotation selon ses paramètres de base pour comparer notre modèle à celui de Ariste et Lasserre (2001) et à la rotation dite de Faustmann où le carbone n'est pas pris en compte du tout. Ainsi, la valorisation du carbone du sol permet d'augmenter le temps optimal de rotation, même à des prix du carbone relativement bas. Pour des prix du carbone élevés la différence est petite quand le carbone du bois marchand est relâché immédiatement ($\lambda = 1$). Par contre lorsque $\lambda = 0$, l'âge de coupe est très bas (autour de 37 ans) lorsque l'on ne prend pas en compte le sol alors que dans notre cas cet âge reste autour de 56 ans. Le décideur ne peut plus couper le peuplement aussi tôt pour profiter de paiements plus fréquents pour le carbone du bois marchand puisqu'il ne tirerait pas profit de la location de carbone du sol.

C'est dans ce dernier cas que notre modèle a pris toute son importance puisque l'utilisation finale du bois marchand n'a plus autant d'impact sur la décision de coupe. Le

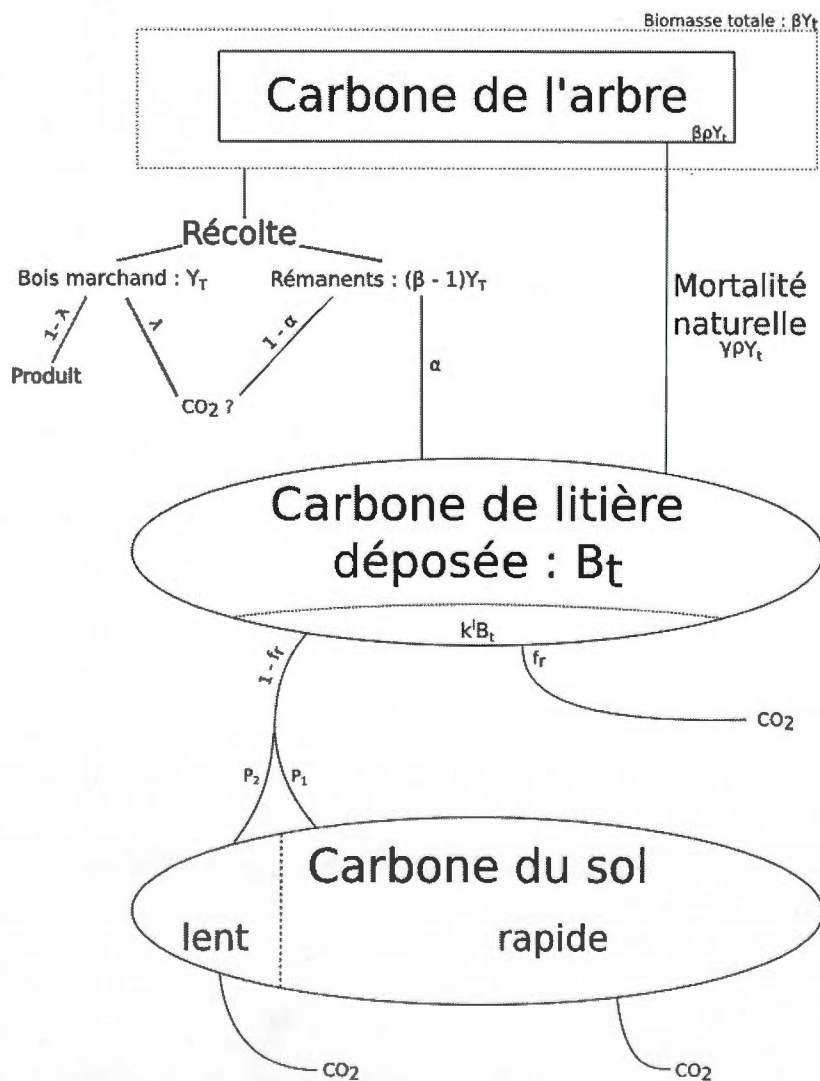
carbone emmagasiné dans le sol semble plus important aux yeux du décideur que celui du bois marchand et l'âge de coupe élevé est maintenu. Au vu de ces résultats nous avons aussi formulé certaines recommandations quant aux politiques à mettre en œuvre pour soutenir la séquestration de carbone dans le sol. En plus de politiques visant à maintenir le carbone emmagasiné dans les produits du bois, il serait judicieux d'établir des pratiques recommandées ou obligatoires pour garder un niveau élevé de carbone du sol séquestré. Ceci devra bien évidemment être accompagné par des structures adéquates pour attribuer une valeur économique au sol. Une des meilleures méthodes est celle de banques pour la location de carbone, similaires aux banques financières et soumises à des règles strictes.

En voulant lier le modèle biologique au modèle économique, nous nous sommes tenus à une simplification des paramètres et à une vision déterministe de la décision de coupe. Des études plus approfondies incluront un calibrage plus précis des paramètres du cycle de carbone, tel que la chute de litière. L'effet de la gestion sur le niveau moyen de carbone du sol en termes relatifs³. Il faudra aussi relâcher la contrainte des prix fixes du bois marchand. En effet, la littérature sur la foresterie considère de plus en plus des prix stochastiques, reflétant de plus près la réalité. Ensuite il faudra mieux évaluer les politiques possibles et la régulation nécessaire à un marché de loyers pour le carbone. Enfin, il serait intéressant de faire une analyse avantage-coûts de l'inclusion de modèles informatiques du carbone, tel que CENTURY. Ceci pourrait être inclus dans les décisions de politiques au niveau régional, national ou global.

3. Il faut faire varier les paramètres en pourcentage de la valeur maximale par exemple.

APPENDICE A

SCHÉMA DU CYCLE DE CARBONE



APPENDICE B

DÉRIVATION DE LA CPO

Nous pouvons séparer la fonction de valeur en deux parties pour les dériver séparément. La première est l'homologue de la valeur du terrain avec prise en compte du carbone séquestré dans l'arbre dans le modèle d'Ariste et Lasserre :

$$\begin{aligned} V^a(T) &= \sum_{\omega=0}^{\infty} e^{-\omega r T} \left[P Y_T e^{-r T} - C + e^{-r T} (1 - \lambda) \frac{Z}{r} \rho Y_T + \int_0^T e^{-r t} Z q_t^b dt \right] \\ &= \frac{P Y_T e^{-r T} - C + e^{-r T} (1 - \lambda) \frac{Z}{r} \rho Y_T + \int_0^T e^{-r t} Z q_t^b dt}{1 - e^{-r T}} \\ &= \frac{V_1^a}{1 - e^{-r T}} \end{aligned}$$

où V_1^a est la valeur d'une rotation en prenant en compte le carbone séquestré par les arbres. Nous avons donc :

$$\frac{dV^a(T)}{dT} = \left(\frac{1}{1 - e^{-r T}} \right) \frac{dV_1^a}{dT} - \frac{r e^{-r T}}{1 - e^{-r T}} V_1^a$$

La deuxième est la valeur de tous les paiements futurs pour l'augmentation du carbone moyen dans le sol :

$$V^s = \int_0^{ES} e^{-r t} \frac{z^s}{1 - e^{-r}} (1 - e^{-k^s t}) \bar{K}_e(T) dt$$

En sortant les termes constants (ou ne dépendant pas de t) :

$$V^s(T) = \frac{z^s \bar{K}_e(T)}{1 - e^{-r}} \int_0^{ES} e^{-rt} (1 - e^{-k^s t}) dt$$

En dérivant par rapport à T :

$$\frac{dV_s}{dT} = \left[\frac{z^s}{1 - e^{-r}} \int_0^{ES} e^{-rt} (1 - e^{-k^s t}) dt \right] \frac{d\bar{K}_e(T)}{dT}$$

Nous avons la CPO

$$\frac{dV(T)}{dT} = \frac{dV^a(T)}{dT} + \frac{dV_s}{dT} = 0$$

et donc

$$\left(\frac{1}{1 - e^{-rT}} \right) \frac{dV_1^a}{dT} - \frac{r e^{-rT}}{1 - e^{-rT}} V_1^a + \left[\frac{z^s}{1 - e^{-r}} \int_0^{ES} e^{-rt} (1 - e^{-k^s t}) dt \right] \frac{d\bar{K}_e(T)}{dT} = 0$$

Concavité

Pour satisfaire les conditions maximum (global ou local), la fonction doit être concave en T^* . La dérivée seconde de la fonction de valeur par rapport à T peut se diviser à nouveau en deux parties :

$$\frac{d^2 V(T)}{d^2 T} = \frac{d^2 V^a(T)}{d^2 T} + \frac{d^2 V_s}{d^2 T}$$

La première partie est

$$\frac{d^2 V^a(T)}{d^2 T}$$

Dans l'annexe C du texte de Ariste et Lasserre (2001), les auteurs démontrent que cette dérivée seconde sera négative pour des valeurs de r tendant vers zéro, lorsque $\lambda = 0$.

La deuxième partie est :

$$\frac{d^2 V_s}{d^2 T} = \left[\frac{z^s}{1 - e^{-r}} \int_0^{ES} e^{-rt} (1 - e^{-k^s t}) dt \right] \frac{d^2 \bar{K}_e(T)}{d^2 T}$$

Selon l'équation 2.12 de notre modèle, nous avons :

$$\frac{d^2 \bar{K}_e(T)}{(1 - f_r) P_a k^l} d^2 T = \frac{d^2 Q^m(T)}{k^{s,a}} \frac{d^2 T}{dT}$$

avec

$$\frac{d^2 Q^m(T)}{d^2 T} = \frac{d^2 \gamma Y_T}{d^2 T} + k^l q_0^m e^{-k^l T}$$

Nous supposons que $q_0^m = 0$ puisqu'il ne tombe pas de litière lors de l'année 0, ou tout du moins tellement peu que le second terme sera négligeable par rapport au premier. Ce premier terme correspond à une fraction γ de la dérivée seconde de la fonction de croissance du carbone de l'arbre Y_t .

Nous supposerons donc ici que les conditions de second ordre seront satisfaites tel que pour le modèle de Ariste et Lasserre (2001)

APPENDICE C

PROGRAMME POUR SIMULATIONS

```
0  ###Section 1 : Paramètres et fonctions de carbone###
   ##Paramètres##
   N<-500 #temps total de simulation#
   tt <- 1:N #vecteur d'années#

   #arbre#
   phi <- 2.5363
   S <- 12.2
   mu <- 1.611
   eta <- -0.068
10  psi <- 8.015
   #carbone#
   B <- 1.6
   rho <- 0.5*0.52

   #litière#
   gam <- 0.3 #chute naturelle#
   fr<-0.7 #respiration de litière#

   #sol#
20  P1<-0.985 #part de carbone de litière allant dans le
      compartiment rapide de carbone du sol#
   P2<-1-P1
   ks1<-0.024 #taux de décomposition du carbone dans chaque
      compartiment du sol#
   ks2<-1/750

   #gestion#
   r <- 0.04 #taux d'intérêt
   ren <- 0.02 #rendement du carbone sur le marché
   D <- 800 #coûts de régénération

30  ##Fonctions de carbone dans chaque compartiment##
   #carbone d'arbre#
   Qbt <- function (T) {
     t<-rep(1:T, N)[1:N]
     Y <- phi*S^mu*(1-exp(eta*t))^(psi)
     Qb <- B*rho*Y
   }
```

```

#carbone dans litière#
40 Blit <- function(kl, T, gam, a) {
  t<-rep(1:T, N)[1:N]
  Y <- phi*S^mu*(1-exp(eta*t))^(psi)
  brT <- a*(B-1)*Y[T]*rho
  bn <- gam*rho*Y
  Bt<-rep(1,N)
  for(i in 2:N){
    if(t[i]==T){
      Bt[i]<- Bt[i-1] + brT - kl*Bt[i-1]
    }
    else{
50     Bt[i]<- Bt[i-1] + bn[i] - kl*Bt[i-1]
    }
  }
  Bt
}

#carbone du sol#
Qs <- function(kl, T, a, gam, qini){
  t<-rep(1:T, N)[1:N]
60 Y <- phi*S^mu*(1-exp(eta*t))^(psi)
  brT <- a*(B-1)*Y[T]*rho
  bn <- gam*rho*Y
  Bt<-rep(1,N)
  for(i in 2:N){
    if(t[i]==T){
      Bt[i]<- Bt[i-1] + brT - kl*Bt[i-1]
    }
    else{
      Bt[i]<- Bt[i-1] + bn[i] - kl*Bt[i-1]
70    }
  }
  Bt
  Qs1<-rep(qini*0.985,N)
  Qs2<-rep(qini*0.015,N)
  for(i in 2:N){
    Qs1[i] <- Qs1[i-1] + (1-fr)*P1*kl*Bt[i] - ks1*Qs1[i-1]
  }
  for(i in 2:N){
    Qs2[i] <- Qs2[i-1] + (1-fr)*P2*kl*Bt[i] - ks2*Qs2[i-1]
80  }
  Qstot <- Qs1 + Qs2
}

###Section 2 : Équilibres###
##Équilibre de carbone dans la la litière##
Bbar <- function(kl, T, gam, a) {
  t<-rep(1:T, N)[1:N]
  Y <- phi*(S^mu)*(1-exp(eta*t))^(psi)
90 brT <- a*(B-1)*Y[T]*rho

```



```

bn <- gam*rho*Y
integ <- function(x) {(gam*rho*(phi*S^mu*(1-exp(eta*x))^(psi
  ))*exp(-kl*(T-x)))}
AT <- integrate(integ, 0, T-1)$value + brT
Bbar <- AT*(1/(1-exp(-kl*T)))
Bbar
}

##Évolution de l'équilibre de carbone du sol##
qbarcalc <- function(kl, T, a, gam, qini){
100 carblit <- Blit(kl,T,gam,a)
  bbar2<- mean(carblit[1:T])
  qbar1 <- (1-fr)*P1*kl*bbar2/ks1
  qbar2 <- (1-fr)*P2*kl*bbar2/ks2
  qbar<- (1-exp(-ks1*tt))*(qbar1-P1*qini) +(1-exp(-ks2*tt))*(
    qbar2-P2*qini)+ qini
  qbar
}

#modification pour ks et fr qui n'entrent pas dans l'é
quilibre de la litière#
qbarcalcfs <- function(kl, ks1, ks2, T, a, gam, qini){
110 carblit <- Blit(kl,T,gam,a)
  bbar2<- mean(carblit[1:T])
  qbar1 <- (1-fr)*P1*kl*bbar2/ks1
  qbar2 <- (1-fr)*P2*kl*bbar2/ks2
  qbar<- (1-exp(-ks1*tt))*(qbar1-P1*qini) +(1-exp(-ks2*tt))*(
    qbar2-P2*qini)+ qini
  qbar
}

qbarcalcfr <- function(kl, T, a, gam, qini, fr){
120 carblit <- Blit(kl,T,gam,a)
  bbar2<- mean(carblit[1:T])
  qbar1 <- (1-fr)*P1*kl*bbar2/ks1
  qbar2 <- (1-fr)*P2*kl*bbar2/ks2
  qbar<- (1-exp(-ks1*tt))*(qbar1-P1*qini) +(1-exp(-ks2*tt))*(
    qbar2-P2*qini)+ qini
  qbar
}

#changement dans niveau moyen#
DQbartot <- function(kl, T, a, gam, qini){
130 carblit <- Blit(kl,T,gam,a)
  bbar2<- mean(carblit[1:T])
  qbar1 <- (1-fr)*P1*kl*bbar2/ks1
  qbar2 <- (1-fr)*P2*kl*bbar2/ks2
  qbar<- (1-exp(-ks1*tt))*(qbar1-P1*qini) +(1-exp(-ks2*tt))*(
    qbar2-P2*qini)
  dqbartot
}

```

```

##Section 3 : Gestion##
#Fonctions de valeur#
140 Vfaus <- function(T, P) {
    YT <- phi*S^mu*(1-exp(eta*T))^(psi)
    VT <- (P*YT*exp(-r*T) - D)*1/(1-exp(-r*T))
    VT
}

Variste <- function(T, P, Z, lam) {
    tT<- 1:T
    YT <- phi*S^mu*(1-exp(eta*T))^(psi)
    integfunc <- function(t) {Z*phi*psi*S^mu*(-eta)*exp(eta*t-
        r*t)*(1-exp(eta*t))^(psi-1)}
150 vlf <- (P*YT*exp(-r*T) - D) + exp(-r*T)*(Z/r)*(1-lam)*B*
        rho*YT + integrate (integfunc, 0, T)$value
    VT <- vlf*1/(1-exp(-r*T))
    VT
}

Vsolrent <- function (T, P, Z, lam, kl, a, gam, qini) {
    YT <- phi*S^mu*(1-exp(eta*T))^(psi)
    integfunc <- function(t) {(Z/r)*phi*psi*S^mu*(-eta)*exp(
        eta*t-r*t)*(1-exp (eta*t))^(psi-1)}
    qbarevol <- DQbartot(kl, T, a, gam, qini)
    esc <- exp(-r*(1:length(qbarevol)))
160 VT <- ((P*YT*exp(-r*T) - D) + exp(-r*T)*Z*(1-lam)*B*rho*YT
        + integrate (integfunc, 0, T)$value)*1/(1-exp(-r*T)) +
        sum(Z*ren*esc*qbarevol)
    VT
}

##Temps optimal de rotation##
rotval <- 10:100
prixval <- c(10, 20, 35, 50, 70, 100, 200, 499)
Zval <- seq(0, 100, by=10)
kl <- 0.6
a <- 0.9
170 gam <- 0.3
    qini <- 10

    ppsme <- phi*psi*S^mu*(-eta)
    psm <- phi*S^mu

#Modèle classique#
Valfaus <- matrix(0, nrow=length(rotval), ncol=length(
    prixval))
for (i in 1:length(prixval)) {
    for (j in 1:length(rotval)) {
180 Valfaus[j,i] <- Vfaus(rotval[j], prixval[i])
    }
}
ToptF <- seq(0, length(prixval))
for (i in 1:length(prixval)) {

```

```

    ToptF[i] <- which.max(Valfaus[,i]) + rotval[1] - 1
  }

  #Modèle de Ariste et Lasserre, lambda=0#
  Valaris0 <- matrix(0, nrow=length(rotval), ncol=length(
    prixval))
190 ToptA0 <- matrix(0, ncol=length(Zval), nrow=length(prixval))
  for (k in 1:length(Zval)) {
    for (i in 1:length(prixval)) {
      for (j in 1:length(rotval)) {
        Valaris0[j,i] <- Variste(rotval[j], prixval[i], Zval[k]
          ], 0)
      }
    }
    for (i in 1:length(prixval)) {
      ToptA0[i,k] <- which.max(Valaris0[,i]) + rotval[1] - 1
    }
200 ToptA0
  }
  colnames(ToptA0) <- Zval
  rownames(ToptA0) <- prixval

  #Modèle de Ariste et Lasserre, lambda=1#
  Valaris1 <- matrix(0, nrow=length(rotval), ncol=length(
    prixval))
  ToptA1 <- matrix(0, ncol=length(Zval), nrow=length(prixval))
  for (k in 1:length(Zval)) {
    for (i in 1:length(prixval)) {
      for (j in 1:length(rotval)) {
210 Valaris1[j,i] <- Variste(rotval[j], prixval[i], Zval[k]
        ], 1)
      }
    }
    for (i in 1:length(prixval)) {
      ToptA1[i,k] <- which.max(Valaris1[,i]) + rotval[1] - 1
    }
    ToptA1
  }
  colnames(ToptA1) <- Zval
220 rownames(ToptA1) <- prixval

  #Modèle de Ariste et Lasserre, lambda=0,5#
  Valaris05 <- matrix(0, nrow=length(rotval), ncol=length(
    prixval))
  ToptA05 <- matrix(0, ncol=length(Zval), nrow=length(prixval)
    )
  for (k in 1:length(Zval)) {
    for (i in 1:length(prixval)) {
      for (j in 1:length(rotval)) {
        Valaris05[j,i] <- Variste(rotval[j], prixval[i], Zval[
          k], 0.5)
      }
    }
  }

```

```

230   }
      for (i in 1:length(prixval)) {
        ToptA05[i,k] <- which.max(Valaris05[,i]) + rotval[1] - 1
      }
      ToptA05
    }
    colnames(ToptA05) <- Zval
    rownames(ToptA05) <- prixval

    #Modèle avec location du carbon au sol, lambda=0#
240   ValS0 <- matrix(0, nrow=length(rotval), ncol=length(prixval)
      )
    ToptS0 <- matrix(0, ncol=length(Zval), nrow=length(prixval))
    for (k in 1:length(Zval)) {
      for (i in 1:length(prixval)) {
        for (j in 1:length(rotval)) {
          ValS0[j,i] <- Vsolrent(rotval[j], prixval[i], Zval[k],
            0, 0.6, 0.9, 0.3, 10)
        }
      }
      for (i in 1:length(prixval)) {
        ToptS0[i,k] <- which.max(ValS0[,i]) + rotval[1] - 1
      }
250   }
      ToptS0
    }
    colnames(ToptS0) <- Zval
    rownames(ToptS0) <- prixval

    #Modèle avec location du carbon au sol, lambda=0#
    ValS1 <- matrix(0, nrow=length(rotval), ncol=length(prixval)
      )
    ToptS1 <- matrix(0, ncol=length(Zval), nrow=length(prixval))
    for (k in 1:length(Zval)) {
260   for (i in 1:length(prixval)) {
      for (j in 1:length(rotval)) {
        ValS1[j,i] <- Vsolrent(rotval[j], prixval[i], Zval[k],
          1, 0.6, 0.9, 0.3, 10)
      }
    }
    for (i in 1:length(prixval)) {
      ToptS1[i,k] <- which.max(ValS1[,i]) + rotval[1] - 1
    }
    ToptS1
  }
270 colnames(ToptS1) <- Zval
    rownames(ToptS1) <- prixval

    ##Section 4 : Graphiques###
    ##carbone dans compartiments##
    Qsol1it60 <- Blit(0.8, 60, 0.3, 0.9) + Qs(0.8, 60, 0.9, 0.3,
      10)
    Qtot60 <- Qsol1it60 + Qbt(60)

```

```

plot(tt, Qtot60, xlab="Temps", ylab="Carbone□(en□Mg/ha)",
     type="l", ylim=c(0,180), xaxs='i', yaxs='i')
lines(tt, Qsolit60, lty=3)
280 lines(Qbt(60), lty=4)
legend("bottomright", c("total", "sol□et□litière", "arbre"),
     lty=c(1,3,4), inset=0.02, bg="white")
dev.copy(pdf, 'compartiments.pdf')
dev.off()

#alphas#
plot(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20), xlab="Temps", ylab
     ="Carbone□(Mg/ha)", type="l", ylim=c(0,80), xaxs='i',
     yaxs='i')
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.5, 0.3, 20), lty=3)
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0, 0.3, 20), lty=4)
legend("bottomright", c(expression(alpha == 0.9), expression
     (alpha == 0.5), expression(alpha == 0)), lty=c(1,3,4),
     inset=0.05)
290 dev.copy(pdf, 'alphas.pdf')
dev.off()

#rotations#
plot(tt, qbarcalc(0.7, 55, 0.9, 0.3, 20), xlab="Temps", ylab
     ="Carbone□(en□□Mg/ha)", type="l", ylim=c(0,80), xaxs='i',
     yaxs='i')
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20), lty=3)
lines(tt, qbarcalc(0.7, 45, 0.9, 0.3, 20), lty=4)
legend("bottomright", c(expression(T == 55), expression(T ==
     50), expression(T == 45)), lty=c(1,3,4), inset=0.05)
dev.copy(pdf, 'rotations.pdf')
dev.off()

300 #carbone initial élevé#
plot(tt, qbarcalc(0.7, 55, 0.9, 0.3, 75), xlab="Temps", ylab
     ="Carbone□(en□□Mg/ha)", type="l", ylim=c(0,80), xaxs='i',
     yaxs='i')
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.3, 75), lty=3)
lines(tt, qbarcalc(0.7, 45, 0.9, 0.3, 75), lty=4)
legend("bottomright", c(expression(T == 55), expression(T ==
     50), expression(T == 45)), lty=c(1,3,4), inset=0.05)
dev.copy(pdf, 'rotations70.pdf')
dev.off()

#mortalité naturelle#
310 plot(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.325, 20), xlab="Temps",
     ylab="Carbone□(en□□Mg/ha)", type="l", ylim=c(0,80), xaxs=
     'i', yaxs='i')
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20), lty=3)
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.275, 20), lty=4)
legend("bottomright", c(expression(gamma == 0.325),
     expression(gamma == 0.3), expression(gamma == 0.275)),
     lty=c(1,3,4), inset=0.05)

```



```

dev.copy(pdf, 'gamma.pdf')
dev.off()

#décomposition de carbone de la litière#
plot(tt, qbarcalc(0.8, 50, 0.9, 0.3, 20), xlab="Temps", ylab
      ="Carbone□(en□Mg/ha)", type="l", ylim=c(0,80), xaxs='i',
      yaxs='i')
lines(tt, qbarcalc(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20), lty=3)
320 lines(tt, qbarcalc(0.6, 50, 0.9, 0.3, 20), lty=4)
legend("bottomright", c(expression(paste("k"~"l" == 0.8)),
      expression(paste ("k"~"l" == 0.7))), expression(paste("k"~
      "l" == 0.6))), lty=c(1,3,4), inset=0.05)
dev.copy(pdf, 'kl.pdf')
dev.off()

#décomposition de carbone du sol#
plot(tt, qbarcalcks(0.7, 0.038, 1/750, 50, 0.9, 0.3, 20),
      xlab="Temps", ylab="Carbone□(en□Mg/ha)", type="l", ylim=
      c(0,80), xaxs='i', yaxs='i')
lines(tt, qbarcalcks(0.7, 0.03, 1/750, 50, 0.9, 0.3, 20),
      lty=3)
lines(tt, qbarcalcks(0.7, 0.024, 1/750, 50, 0.9, 0.3, 20),
      lty=4)
legend("bottomright", c(expression(paste("k"~"s,1"== 0.038))
      , expression(paste ("k"~"s,1" == 0.03))), expression(paste
      ("k"~"s,1" == 0.024))), lty=c(1,3,4), inset=0.05)
330 dev.copy(pdf, 'ks.pdf')
dev.off()

#taux de respiration de la litière#
plot(tt, qbarcalcfr(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20, 0.725), xlab="
      Temps", ylab="Carbone□□(en□Mg/ha)", type="l", ylim=c
      (0,80), xaxs='i', yaxs='i')
lines(tt, qbarcalcfr(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20, 0.7), lty=3)
lines(tt, qbarcalcfr(0.7, 50, 0.9, 0.3, 20, 0.675), lty=4)
legend("bottomright", c(expression(fr == 0.725), expression(
      fr == 0.7), expression(fr == 0.675)), lty=c(1,3,4),
      inset=0.05)
dev.copy(pdf, 'fr.pdf')
dev.off()

```


RÉFÉRENCES

- Ariste, R., et P. Lasserre. 2001. « La gestion optimale d'une forêt exploitée pour son potentiel de diminution des gaz à effet de serre et son bois ». *L'Actualité économique*, vol. 77, no. mars, p. 27-51.
- Bateman, I. J., et A. A. Lovett. 2000. « Estimating and valuing the carbon sequestered in softwood and hardwood trees, timber products and forest soils in Wales ». *Journal of Environmental Management*, vol. 60, no. 4, p. 301-323.
- Bigsby, H. 2009. « Carbon banking : Creating flexibility for forest owners ». *Forest Ecology and Management*, vol. 257, no. 1, p. 378-383.
- Bolker, B. M., S. W. Pacala et W. J. Parton Jr. 1998. « Linear analysis of soil decomposition : insights from the CENTURY model ». *Ecological Applications*, vol. 8, no. 2, p. 425-439.
- Bowes, M. D., et J. V. Krutilla. 1985. *Multiple use management of public forestlands*. Coll. Kneese, A. V., et J. L. Sweeney, éditeurs, Coll. « *Handbook of Natural Resource and Energy Economics* ». T. 2, série *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, chapitre 12, p. 531-569. Elsevier.
- Burger, J. A. 2009. « Management effects on growth, production and sustainability of managed forest ecosystems : Past trends and future directions ». *Forest Ecology and Management*. no. 10, p. 2335-2346.
- Chomitz, K. 2000. *Evaluating carbon offsets from forestry and energy projects : How do they compare ?* T. 40. World Bank Publications.
- Dewar, R. C., et M. G. R. Cannell. 1992. « Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations : an analysis using UK examples. ». *Tree physiology*, vol. 11, no. 1, p. 49-71.
- Dutschke, M. 2002. « Fractions of permanence—Squaring the cycle of sink carbon accounting », vol. 7, no. 4, p. 381-402.
- Eriksson, E., A. R. Gillespie, L. Gustavsson, O. Langvall, M. Olsson, R. Sathre et J. Stendahl. 2007. « Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, no. 3, p. 671-681.

- Fearnside, P. M., et R. I. Barbosa. 1998. « Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia ». *Forest Ecology and Management*, vol. 108, no. 1-2, p. 147-166.
- Foley, J. A. 1995. « An equilibrium model of the terrestrial carbon budget ». *Tellus*, vol. 47B, no. 3, p. 310-319.
- Harmon, M. E., A. Moreno et J. B. Domingo. 2009. « Effects of Partial Harvest on the Carbon Stores in Douglas-fir/Western Hemlock Forests : A Simulation Study ». *Ecosystems*, vol. 12, no. 5, p. 777-791.
- Hartman, R. 1976. « The harvesting decision when a standing forest has value ». *Economic Inquiry*, vol. 14, no. 1, p. 52-58.
- Jandl, R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D. Johnson, K. Minkinen et K. Byrne. 2007. « How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? ». *Geoderma*, no. 3-4, p. 253-268.
- Jobbágy, E. G., et R. B. Jackson. 2000. « The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation ». *Ecological Applications*, vol. 10, no. 2, p. 423-436.
- Johnson, D. W. 1992. « Effects of forest management on soil carbon storage ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 64, no. 1-2, p. 83-120.
- Johnson, D. W., et P. S. Curtis. 2001. « Effects of forest management on soil C and N storage : meta analysis ». *Forest Ecology and Management*, vol. 140, no. 2-3, p. 227-238.
- Johnson, K., F. N. Scatena et Y. Pan. 2010. « Short- and long-term responses of total soil organic carbon to harvesting in a northern hardwood forest ». *Forest Ecology and Management*, vol. 259, no. 7, p. 1262-1267.
- Khazri, O., et P. Lasserre. 2011. « Forest management : Are double or mixed rotations preferable to clear cutting? ». *Resource and Energy Economics*, vol. 33, no. 1, p. 155-171.
- Knoepp, J. D., et W. T. Swank. 1997. « Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen ». *Forest*, vol. 61, no. 3, p. 928-935.
- Lal, R. 2004. « Soil carbon sequestration to mitigate climate change ». *Geoderma*, vol. 123, no. 1-2, p. 1-22.
- Marland, G., K. Fruit et R. Sedjo. 2001. « Accounting for sequestered carbon : the question of permanence ». *Environmental Science and Policy*, vol. 4, no. 6, p. 259-268.
- Metting, F. B., J. L. Smith, J. S. Amthor et R. C. Izaurralde. 2001. « Science needs and new technology for increasing soil carbon sequestration ». *Climatic Change*,

vol. 51, no. 1, p. 11–34.

- Mitra, T., et H. Y. W. Jr. 1986. « On the Faustmann solution to the forest management problem ». *Journal of Economic Theory*, vol. 40, no. 2, p. 229–249.
- Mitra, T., et H. Y. Wan. 1985. « Some Theoretical Results on the Economics of Forestry ». *The Review of Economic Studies*, vol. 52, no. 2, p. 263.
- Montagnini, F., et P. K. R. Nair. 2004. « Carbon sequestration : an underexploited environmental benefit of agroforestry systems ». *Agroforestry Systems*, vol. 61, no. 1, p. 281–295.
- Neff, J. C., et G. P. Asner. 2001. « Dissolved Organic Carbon in Terrestrial Ecosystems : Synthesis and a Model ». *Ecosystems*, vol. 4, no. 1, p. 29–48.
- Olson, J. 1963. « Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems ». *Ecology*, vol. 44, no. 2, p. 322–331.
- Peng, Y., S. C. Thomas et D. Tian. 2008. « Forest management and soil respiration : Implications for carbon sequestration ». *Environmental Reviews*, vol. 16, no. NA, p. 93–111.
- Perman, R., Y. Ma, J. McGilvray et M. Common. 2003. *Natural resource and environmental economics*. T. 3. Toronto : Pearson Education.
- Salo, S., et O. Tahvonen. 2002. « On Equilibrium Cycles and Normal Forests in Optimal Harvesting of Tree Vintages ». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 44, no. 1, p. 1–22.
- . 2003. « On the economics of forest vintages ». *Journal of Economic Dynamics and Control*, vol. 27, no. 8, p. 1411–1435.
- Salo, S., et O. Tahvonen. 2004a. « Renewable resources with endogenous age classes and allocation of land ». *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 86, no. 2, p. 513–530.
- Salo, S., et O. Tahvonen. 2004b. « Renewable Resources with Endogenous Age Classes and Allocation of Land ». *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 86, no. 2, p. 513–530.
- Sohngen, B., et R. Mendelsohn. 2003. « An optimal control model of forest carbon sequestration ». *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 85, no. 2, p. 448–457.
- Sohngen, B., R. Mendelsohn et R. Sedjo. 1999. « Forest management, conservation, and global timber markets ». *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 81, no. 1, p. 1–13.
- Somogyi, Z., E. Cienciala, R. Mäkipää, P. Muukkonen, A. Lehtonen et P. Weiss. 2006. « Indirect methods of large-scale forest biomass estimation ». *European Journal*

of Forest Research, vol. 126, no. 2, p. 197–207.

Tahvonen, O. 2004. « Timber production versus old-growth preservation with endogenous prices and forest age-classes ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no. 6, p. 1296–1310.

Thornley, J. H. M., et M. G. R. Cannell. 2000. « Managing forests for wood yield and carbon storage : a theoretical study. ». *Tree physiology*, vol. 20, no. 7, p. 477–484.

Wise, R., et O. Cacho. 2005. « A bioeconomic analysis of carbon sequestration in farm forestry : a simulation study of *Gliricidia sepium* ». *Agroforestry Systems*, vol. 64, no. 3, p. 237–250.